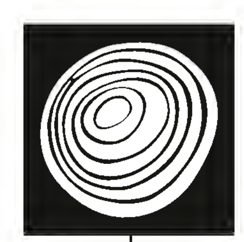

ISSN 1405-0471
Madera y Bosques
Vol. 21, Núm. 2 ▪ Verano 2015 ▪ Xalapa, Ver.
Dendrocronología en la
Reserva de la
Mariposa Monarca
INECOL

Madera y Bosques

vol. 21 núm. 2 Verano 2015



comité editorial

consejo editorial

Madera y Bosques, Año 21, núm. 2, agosto 2015, es una publicación cuatrimestral editada por el Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Col. El Haya, C.P. 91070, Tel. (228) 8421800, ext. 6106, www.inecol.mx, mabosque@inecol.edu.mx. Editor responsable: Dr. Raymundo Dávalos Sotelo. Reserva de Derecho al Uso Exclusivo núm. 04-2012-102312120900-102, ISSN 1405-0471, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor, Licitud de Título núm. 12906 y Licitud de Contenido núm. 10479, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por Fís. Arturo Sánchez y Gándara, Cuapinol 52, Colonia Pedregal de Santo Domingo, Delegación Coyoacán, C.P. 04369, México, D.F., este número se terminó de imprimir el 28 de agosto de 2015 con un tiraje de 200 ejemplares.

La suscripción anual para 2015 es de $800.00+$400 para gastos de envío al interior de la República y $90.00 USD al extranjero (no incluye gastos de envío). Precio por ejemplares sueltos $300.00 y $30.00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Suscripciones en Departamento de Adquisiciones del Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Ver. Tel.: (228) 842 1800 ext 5125. c.e. miguel.castillo@inecol.mx.
Donaciones e intercambios, en el Instituto de Ecología, A.C., al c.e.: biblio@inecol.edu.mx.



Contenido

artículos de investigación

notas científicas

Portada:
Anillos de crecimiento de *Pinus pseudostrobus* de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (Edo. de México, Méx.) para muestreos dendrocronológicos."

Foto de **Teodoro Carlón-Allende**





Contents

research papers

scientific notes

Cover:
Growth rings of *Pinus pseudostrobus* from Mariposa Monarca Biosphere Reserve (State of Mexico, Mex.) for dendrochronological sampling."

Photo by **Teodoro Carlón-Allende**





editorial

El rumbo del país (México) tiene altas y bajas sorprendentes. En lo que respecta a las reformas estructurales promovidas por el actual Gobierno Federal, la educativa avanza a marchas forzadas en la mayoría de los estados pero en algunos de ellos ha encontrado férrea oposición de los sindicatos magisteriales disidentes. En cuanto a la reforma energética, se completó la primera fase de la ronda 1 donde solamente se pudo concesionar parcialmente los trabajos previstos pues, al parecer, la mayoría de las grandes empresas petroleras internacionales prefirieron abstenerse para concursar con mejores oportunidad de negocio en el futuro. El proceso de ambas reformas, así como de las laborales y fiscales seguirá su curso y se rumora que la siguiente gran reforma que viene tiene que ver con aspectos de seguridad social. Aún está por verse en qué sentido, si es que llega a presentarse en este sexenio. La noticia con mayor impacto mediático tuvo lugar hace unos días, derivada de la fuga de un importante delincuente de una cárcel de máxima seguridad. Seguramente seguirá siendo una noticia que acapare la atención de los medios y de sus lectores o televidentes y radioescuchas. En el ámbito de los recursos forestales, la noticia de mayor relevancia para los interesados en el tema en el estado de Veracruz se refiere la entrega que hizo la SEMARNAT, en estos días, del inventario forestal estatal a una escala más fina (1:50,000) así como la entrega de recursos del Programa PRONAFOR al Instituto de Ecología, A.C., entre otras organizaciones, como compensación ambiental. Estas son muy buenas noticias que tendrán un impacto positivo en el contexto ambiental de este estado de la República Mexicana.

En este número incluimos once trabajos de gran relevancia científica. El primero tiene que ver con un análisis espacial del paisaje realizado en la reserva de la biosfera mariposa monarca, México por Carlón Allende y colaboradores. El análisis espacial de variables biofísicas previas al muestreo dendrocronológico, permite identificar sitios con árboles sensibles y eliminar menos muestras, lo que redunda en una mayor eficacia del muestreo. El protocolo propuesto es eficiente y puede ser replicable a otras áreas. El segundo trabajo, de Granados Victorino y coautores, trata sobre la caracterización y ordenación de los bosques de pino piñonero de la Cuenca Oriental de México. El análisis de agrupamiento permitió estimar la semejanza en la composición de especies entre bosques. Un tercer trabajo se refiere a la evaluación forestal y de combustibles en bosques de *Pinus hartwegii* en el Estado de México según densidades de cobertura y vulnerabilidad a incendios por Castañeda Rojas y coautores. Los resultados señalan que se presenta mayor cantidad de combustibles en los bosques fragmentados. Las actividades antrópicas desencadenaron esta situación, que se presenta como un riesgo que debe ser atendido en la zona. La metodología empleada es propicia para el análisis de grandes áreas forestales, permitiendo determinar las características del entorno vivo y del combustible muerto, brindando elementos útiles para declarar áreas vulnerables a incendios en el marco de un Programa de Manejo Integral del Fuego.

El cuarto estudio es la modelación dinámica de distribuciones diamétricas en masas mezcladas de *Pinus* en Durango, México por Quiñonez Barraza y colaboradores. Los modelos de predicción de los parámetros con variables del rodal permiten caracterizar y proyectar la distribución teórica de clases diamétricas de manera sencilla y precisa. La proyección de la distribución Weibull puede ser utilizada para determinar regímenes de manejo forestal o para la regularización de las estructuras diamétricas en masas incoetáneas. El siguiente trabajo trata sobre la generación de modelos de perfiles fustales con una estructura de error autorregresiva para plantaciones de *Eucalyptus tereticornis* en Colombia por A. M. López y coautores. En esta investigación se evaluó el desempeño de catorce modelos de perfiles fustales para su utilización en plantaciones de *Eucalyptus tereticornis*. La incorporación de un modelo autorregresivo de orden 3 permitió modelar adecuadamente la autocorrelación de los residuales en todos los modelos. Los modelos de exponente variable presentaron las mejores bondades de ajuste y predicción.

Un trabajo realizado en el Estado de Veracruz, México, describe las condiciones ecológicas iniciales para establecer la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano por Williams-Linera y coautoras. La línea de base se estableció con información sobre la historia de uso del suelo, la variabilidad temporal y espacial de las características abióticas (microclima) y bióticas (estructura de la vegetación y composición florística) y la resiliencia del ecosistema reflejada en el potencial de regeneración a partir del banco y lluvia de semillas. La línea de base condujo a implementar acciones de restauración activa (*i.e.*, plantaciones multiespecíficas), y de restauración pasiva (*i.e.*, supresión del disturbio); estos ensayos servirán para informar sobre el prolongado y complejo proceso de recuperar un bosque periurbano. El siguiente trabajo tiene aspectos relacionados con la organización social de una comunidad en el estado de México por N.D. Anastacio-Martínez. La investigación describe la organización social en la extracción y comercialización de la vara de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) en tres comunidades del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. La organización social en torno a la extracción del recurso está dominada por intermediarios ajenos a las comunidades y, por lo tanto, son quienes obtienen el mayor beneficio económico de la extracción de perlilla. La extracción de perlilla se ha intensificado presentando en algunas zonas, problemas para la regeneración de la especie como resultado de la sobreexplotación y la aplicación de técnicas de corte inadecuadas. Esta situación podría ocasionar problemas graves de tipo ecológico, económico y social en esta área natural protegida. Los siguientes dos trabajos tiene que ver con temas de química de los productos forestales. El primero de ellos trata sobre pasta blanqueada y azúcares fermentables a partir de médula de bagazo de caña por Vargas-Radillo y coautores. La médula del bagazo de caña es un residuo subaprovechado que se produce en gran cantidad en los ingenios azucareros y en las fábricas de papel. Es una mezcla de células de parénquima, vasos y pequeñas fibras. Su contenido de carbohidratos y lignina es similar a la fracción fibra. El siguiente estudio describe los principales componentes químicos de la madera de *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* y *Ochroma pyramidale* y es de la autoría de J. A. Honorato-Salazar y colaboradores. De acuerdo con los contenidos obtenidos de lignina, α-celulosa y hemicelulosas, la madera de estas especies podría ser utilizada en los procesos de pulpeo y de bioconversión.

Un estudio efectuado en Irán por A. Solgi y coautores analizó el efecto del arrastre en la compactación y remoción de suelo y en la formación de surcos. Se realizó un extenso estudio de campo para examinar la influencia de la intensidad de tráfico y de la pendiente del terreno de arrastre en la compactación del suelo, remoción suelo del bosque y la profundidad de la huella después de la tala. Los resultados mostraron que la densidad de masa seca y la profundidad de las raíces se incrementan conforme lo hacen la frecuencia del tráfico y la pendiente y que la cobertura de suelo disminuyó. La perturbación del suelo aumentó significativamente en las pendientes con más inclinación. El número concluye con el trabajo de Ramírez-Reyes y coautores sobre extractos crudos de *Magnolia schiedeana* Schltdl. para el control de bacterias fitopatógenas. Se evaluó el efecto bactericida de extractos crudos de diferentes tejidos de *Magnolia schiedeana* sobre las bacterias fitopatógenas *Pectobacterium carotovorum* y *Pseudomonas cichorii*. Los tejidos estudiados fueron polifolículo, semilla, corteza (proveniente de especímenes adultos y de especímenes jóvenes), flor y hoja (proveniente de especímenes adultos y de especímenes jóvenes.

Estamos seguros que la publicación de estos estudios significará un aporte sustancial al conocimiento del manejo y aprovechamiento de los recursos forestales del mundo.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor



The course of the country (Mexico) has surprising highs and lows. In regards to the structural reforms promoted by the current Federal Government, the educational reform advances at a fast pace in most States but in some of them it has found fierce opposition from dissident teachers unions. In terms of the energy reform, the first phase of round 1 has been completed where it was possible only to partially lease the planned works because, apparently, most of the large international oil companies preferred to abstain to compete with the best business opportunity in the future. Both reforms, as well as the labor and tax process will continue its course and it is rumored that the next great reform that comes has to do with aspects of social security. It is still to be seen in what sense, if it gets to arise in this administration. The news with the greater media impact took place few days ago, derived from the escape of a major criminal delinquent from a maximum security prison. It will surely remain a story that attracts the attention of the media and their readers or viewers and listeners. In the field of forest resources, the news of greater relevance to those interested in the topic in the State of Veracruz refers to the delivery that the SEMARNAT made, in these days, of the State forest inventory on a finer scale (1: 50, 000) as well as the delivery of funds form the program PRONAFOR to the Instituto de Ecología, A.C., among other organizations, as environmental compensation. These are very good news that will have a positive impact on the environmental context of this state of the Mexican Republic.

We present eleven papers of the greatest scientific relevance in in this issue. The first one by Carlón Allende y coauthors refers to a landscape spatial analysis carried out in the Biosphere Reserve of Monarch Butterfly, México. For this study, the authors designed a protocol to identify areas with climatically sensitive trees, based on the spatial analysis of landscape biophysical features. The spatial analysis of biophysical variables prior to sampling enables the identification of sites with sensitive trees implying the elimination of less samples leading to a more effective dendrochronological sampling. Their proposed protocol is efficient and can be used in other areas. The second article by Granados Victorino and coworkers describes the characterization and arrangement of forests of pinyon pine (*Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*) from the Eastern Mexican Basin. The pinyon pine forests develop on volcanic substrate, with a neutral or slightly basic pH, and they are found from 2300 m to 2700 m a.s.l. A third paper by Castañeda Rojas and coauthors refers to a forest and forest fuels evaluation in *Pinus hartwegii* forests of the State of Mexico, in relation to cover densities and fire vulnerability. The results show that higher quantity of forest fuels occurs in fragmented forests. Human activities in these areas trigger this situation, a risk that has to be addressed in the area. The application of this methodology could be used in larger areas of any other forest ecosystem, providing useful elements for Integrated Fire Management (IFM) programs.

The fourth paper by Quiñonez Barraza and coworkers explains the dynamic modeling for diameter distribution on *Pinus* mixed stands in Durango, México. The prediction models of the parameters with stand variables represents a flexible and simple to characterize and projection the theoretical distribution of diameter classes easily and accurately. The projection of the Weibull distribution can be used to determine forest management regimes or to regularize diameter structures in uneven-aged stands. The next study, by A. M. López y coauthors, refers to taper models with an autoregressive error structure for *Eucalyptus tereticornis* plantations in Colombia. Three types of models were evaluated: polynomials, segmented and variable-exponent models. The model evaluation considered a comparison of the predictive ability respect to the prediction of upper-stem diameters, upper-stem heights, merchantable volume until a given stem-height and merchantable volume until a given stem-diameters. A third-order continuous-time autoregressive model allowed adequately model the residual autocorrelation for all stem profile per models. The variable-exponent models showed the best performance in terms of goodness of fit and predictive capability.

A study carried out in the state of Veracruz, México by Williams-Linera and coauthors describes the baseline establishment for a cloud forest restoration in a peri-urban landscape. This article describes the initial ecological conditions or baseline of an ecological restoration project from an abandoned pasture in a peri-urban landscape. The baseline was established with information about history of land use, temporal and spatial variability of abiotic (climate) and biotic (vegetation structure and floristic composition) characteristics of the site, and the ecosystem resilience as regeneration potential from soil seed banks and seed rain. The baseline results guided the active restoration (i.e., multi-species plantations), and passive restoration (i.e., suppression of disturbance) actions. Active and passive restoration areas will be used to inform about the long and complex process to recover a peri-urban cloud forest. The next work by N.D. Anastacio-Martínez and coworkers analyzes the extraction of perlilla sticks (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) in the Nevado de Toluca area. This research was done through the participant observation semi-structured interviews, transects and sampling of areas of extraction. The results show that the social organization around resource extraction is dominated by outside brokers and therefore they obtain most of the economic benefits the perlilla´s extraction. They take advantage of their family and friend relationships with the leaders of cutters. The field work that identifies that the extraction of perlilla has been intensified that some areas already show problems of regeneration of this species that are linked to inadequate cutting technics. This situation could be causing severe ecological, economic and social problems in this natural protected area.

The two following papers are related to forest products chemistry. The first one by Vargas-Radillo and coauthors talks about the bleaching and fermentable sugars from the sugar cane bagasse. Pith bagasse is a sub-exploited residue produced in large quantities in sugar mills and paper mills. It is a mixture of parenchyma cells, vessels and small size of cellulose fibers. The content of carbohydrates and lignin in pith is similar to the fiber fraction. The second paper on chemical aspects, by J. A. Honorato-Salazar and coworkers, describes the main wood chemical constituents of *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* and *Ochroma pyramidale*. Results of the chemical analysis showed that concentrations of the determined constituents varied within the stem of the individual wood species and also among species. According to the obtained contents of lignin, α-cellulose and hemicelluloses, the wood of these species could be used in pulping and bioconversion processes.

In other field of work in a study carried out in Iran A. Solgi and coauthors, the effects of skidder on soil compaction, forest floor removal and rut formation are analyzed. An extensive field trial was set up to examine the influence of traffic intensity and skid trail slope on soil compaction, forest floor removal, and rut depth after logging. The results showed that dry bulk density and rut depth increased with the increase of traffic frequency and slope, but floor coverage decreased. Data suggest that disturbance increased earlier in the steep treatments than in less sloping conditions. The dramatic increase of soil disturbance on treatments with slopes greater than 20% may be associated with increasing load on the rear axle combined with slipping on steep slope trail.

The last paper by Ramírez-Reyes and coauthors studied crude extracts of *Magnolia schiedeana* Schltdl. for the control of phytopathogenic bacteria. Bactericidal effect was assessed in crude extracts of different tissues of *Magnolia schiedeana* about the phytopathogenic bacteria *Pectobacterium carotovorum* and *Pseudomonas cichorii*.

We are sure that these studies will be a significant contribution to the field of forest resources uses and management in the entire world.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 11-22** Verano **2015**



Análisis espacial del paisaje como base para muestreos dendrocronológicos: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México

Landscape spatial analysis as a base for dendrochronological sampling: The case of the Biosphere Reserve of Monarch Butterfly, Mexico

Teodoro Carlón-Allende[1*], Manuel E. Mendoza[1], José Villanueva-Díaz[2] y Diego R. Pérez-Salicrup[3]

[1]Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Michoacán, México. mmendoza@ciga.unam.mx
*Autor de correspondencia. tcarlon@pmip.unam.mx

[2]INIFAP. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación Agua-Suelo Planta-Atmósfera. Durango, México. villanueva.jose@inifap.gob.mx

[3]Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Michoacán, México. diego@cieco.unam.mx

Resumen

El análisis espacial del paisaje, con técnicas de Percepción Remota (PR) y herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), es un procedimiento poco usado en la identificación de sitios potencialmente idóneos para el muestreo dendrocronológico. En el presente trabajo se diseñó un protocolo para identificar áreas con árboles climáticamente sensibles, empleando un análisis espacial de variables biofísicas. El diseño consistió en el análisis de la pendiente del terreno, la orientación de laderas y la distribución de Cobertura Vegetal y Uso de Suelo (CVUS), mediante el uso de técnicas de PR y herramientas de SIG. El protocolo se validó mediante un muestreo dendrocronológico en dos sitios adyacentes. Los análisis estadísticos del ancho de anillos de crecimiento se realizaron mediante los programas COFECHA y dplR. Los resultados indicaron que 18% de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca presenta características aptas para colectar muestras dendrocronológicas sensibles a variación climática. Los análisis estadísticos indican que existen diferencias entre los dos sitios en edad de árboles, diámetro y ancho de los anillos. La propuesta del diseño de muestreo permitió ubicar sitios con árboles longevos y sensibles, lo que se traduce en alta variación interanual en el ancho de anillos. El análisis espacial de variables biofísicas previas al muestreo dendrocronológico, contribuye a la identificación de sitios con árboles sensibles y a eliminar menos muestras. El protocolo propuesto es eficiente y puede ser replicable en otras áreas.

Palabras clave: Cobertura vegetal y uso de suelo, datos biofísicos, dendroclimatología, Análisis espacial.

Abstract

Landscape spatial analyses using Remote Sensing (RS) and Geographic Information Systems (GIS) has been scarcely used to indentify sites with dendrochronological potential. For this study, we designed a protocol to identify areas with climatically sensitive trees, based on the spatial analysis of landscape biophysical features. The protocol included the analyses of slope angles, slope aspect, and the distribution of Land Cover and Land Use (LCLU) using RS and GIS tools. The protocol was validated through dendrochronological sampling in two adjacent sites. Analyses of tree ring widths were done using COFECHA and dplR. Results suggest that sensitive trees grow in 18% of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve. Trees from the two sites differed in age, diameter, and mean ring width. Our protocol allowed us to identify sites with long-lived and sensitive trees as represented by the high inter-annual variation found in tree ring widths. The spatial analysis of biophysical variables prior to sampling enables the identification of sites with sensitive trees implying the elimination of less samples. Our proposed protocol is efficient and can be used in other areas.

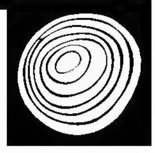
Key words: Forest cover and land use, biophysical data, dendroclimatology, spatial analysis.

Introducción

El análisis espacial de variables físicas, derivadas de un Modelo Digital de Elevación (MDE), como son la pendiente del terreno y la orientación de laderas, así como de la Cobertura Vegetal y Uso de Suelo (CVUS), son utilizados con frecuencia en estudios de cuantificación y explicación del cambio de CVUS, de determinación de biomasa, de degradación de bosques, en estudios hidrológicos y en los programas de manejo de recursos naturales (Guimet, 1992; Sample, 2004; Mendoza *et al.*, 2011; Bravo *et al.*, 2012). Sin embargo, este tipo de análisis ha sido poco utilizado en estudios dendrocronológicos, en los que es fundamental identificar sitios con árboles sensibles a variables climáticas. Esto puede deberse a la poca relevancia otorgada a los análisis espaciales con herramientas de Percepción Remota (PR) y Sistemas de Información Geográfica (SIG), con los cuales es posible determinar la ubicación de áreas boscosas con mayor probabilidad de contener árboles climáticamente sensibles y longevos.

Se les llama climáticamente sensibles a los árboles que presentan variación interanual en el ancho de sus anillos en respuesta a factores climáticos (Fritts, 1976; Speer, 2010). La variación en el ancho del anillo se conoce como sensibilidad y se puede estimar mediante una inspección visual o a partir de mediciones de ancho de los anillos. Estas variaciones se pueden expresar estadísticamente como sensibilidad media y son una medida de las diferencias relativas de la anchura entre anillos (Fritts, 1976). La variación anual en el ancho de los anillos puede deberse a una serie de variables que influyen en el crecimiento de los árboles. Estas pueden incluir la topografía, la especie muestreada, la edad del árbol, y la disponibilidad de nutrientes almacenados en el árbol y el suelo. Pero también pueden reflejar la variación en factores climáticos como la precipitación, la temperatura, el viento, la humedad y la insolación (Bradley, 1999; Fekedulegn *et al.*, 2003; Liang *et al.*, 2006; Speer, 2010). Las diferencias espaciales en las variables físicas como la pendiente del terreno y la orientación de laderas también influyen en el crecimiento de los árboles (Makinen *et al.*, 2002; Liang *et al.*, 2006; Barij *et al.*, 2007; Speer, 2010). Por ejemplo, la pendiente del terreno está estrechamente relacionada con la profundidad del suelo, el contenido de humedad y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Hairston y Grigal, 1991 y Fekedulegn *et al.*, 2003). Por lo tanto, en áreas con pendientes escarpadas se tienen contenidos de humedad más bajos que en áreas con poca pendiente o sin pendiente, debido a que en las áreas con pendientes escarpadas, los escurrimientos son mayores y se limita la infiltración. En consecuencia, los árboles que se encuentren en pendientes más escarpadas presentan un crecimiento más lento y los anillos de los árboles son más sensibles a periodos con condiciones hidrológicas limitantes (Hairston y Grigal, 1991). También la orientación de las laderas influye sobre la radiación solar incidente y por lo tanto, sobre la evapotranspiración. Para el caso del hemisferio norte las laderas que se encuentran orientadas al sur, sureste y suroeste reciben mayor radiación solar y presentan menor contenido de humedad en comparación con las laderas orientadas al norte, noreste y noroeste, traduciéndose en mayor sensibilidad de los árboles a años o periodos secos en las laderas con algún tipo de orientación sur (Thomas, 2004). Por último, la distribución de la cubierta forestal, su conservación, longevidad y la variación interanual en los anillos de crecimiento están estrechamente relacionadas con las características topográficas, tales como, la pendiente y orientación de laderas que determinan en gran medida la disponibilidad de agua (Fritts, 1976; Vaganov *et al.*, 2006; Bunn *et al.*, 2011).

Para el caso de los muestreos dendrocronológicos no hay estudios que hayan considerado un análisis espacial de variables biofísicas con base en productos y técnicas de PR y herramientas de análisis espacial dentro de un SIG como insumo previo al muestreo dendrocronológico. El supuesto del presente trabajo, es que este tipo de análisis permite ahorrar tiempo y recursos económicos en la determinación de sitios óptimos para el muestreo dendrocronológico. En el norte y centro de México se han realizado muestreos dendrocronológicos dirigidos, con base en la experiencia de los investigadores y pláticas previas con ejidatarios y prestadores de servicios técnicos forestales, donde se eligen los rodales a muestrear, pero sin un cono-



cimiento previo espacial de las variables biofísicas del sitio a estudiar, con lo cual les permita maximizar el muestreo de árboles sensibles, y así eliminar menor cantidad de muestras (Huante *et al.,* 1991; Bernal y Salazar, 2000; Villanueva *et al.*, 2009).

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) es un área natural protegida de alta prioridad para América del Norte y para el mundo, ya que alberga a las colonias de millones de la mariposas Monarca (*Danaus plexippus L.*) que migran desde Canadá y Estados Unidos de América cada invierno (NAMCP, 2008). En las últimas décadas, la RBMM ha sufrido un deterioro acelerado en la calidad y cantidad de sus recursos naturales, situación que se atribuye principalmente a cambios en el uso de suelo (Brower *et al.*, 2002). Estos impactos son originados principalmente por actividades antropogénicas entre las que se encuentran el pastoreo, la extracción de madera y productos forestales no maderables y la expansión de la superficie aguacatera (observación en campo, 2014). Estos cambios pueden derivar en la pérdida de la biodiversidad, y se ha planteado que también pueden modificar el patrón climático a nivel regional (IPCC, 2013). Uno de los problemas más latentes es la variación climática, de la cual se carece de información a escalas espacio-temporales principalmente en lugares donde la densidad de registros instrumentales es deficiente y donde las series temporales son muy cortas. Por lo tanto, resulta trascendente entender los cambios espacio-temporales de la variación climática y conocer si esta variación se encuentra en un periodo histórico de variación natural (Mann *et al.*, 1998). Debido a la ausencia de datos climáticos históricos previos a la segunda mitad del siglo XX (Jáuregui, 2004), es necesario el uso de fuentes indirectas, como series de tiempo dendrocronológicas, con el fin de conocer las variaciones climáticas del pasado (Bradley, 1999; Trenberth y Otto-Bliesner, 2003; Hughes, 2011). Sin embargo, la eficiencia de los muestreos dendroclimáticos, requiere de la identificación de los árboles longevos y sensibles a variables climáticas mediante otras técnicas y herramientas. Estas técnicas bien puede ser la PR y las herramientas de análisis espacial dentro de los SIG, con las cuales se puede analizar y modelar variables biofísicas de las que se conoce que influyen en el crecimiento de los árboles, y de esta forma hacer más eficientes los muestreos dendroclimáticos.

Objetivo

El objetivo del presente estudio fue desarrollar un protocolo para identificar áreas con presencia de árboles climáticamente sensibles en función de variables biofísicas del paisaje por medio del uso de técnicas de PR y herramientas de análisis espacial como los SIG.

Materiales y métodos

Área de estudio

La RBMM se localiza en los estados de Michoacán de Ocampo y Estado de México, abarca parte de diez municipios, cubre una superficie de 562 km^2 y forma parte del Sistema Volcánico Transversal. Sus coordenadas mínimas son 19° 18' 32''N y, 100° 09' 07''W y máximas 19° 44' 27''N y, 100° 22' 26''W (DOF, 2000) (Fig. 1).

El área se caracteriza por la presencia de cuerpos volcánicos que se originaron entre el Cenozoico medio y tardío, donde afloran, principalmente, rocas ígneas extrusivas (basaltos, riolitas y tobas), sobre las cuales se desarrollan diversos tipos de suelo, clasificados como: Andosol, Luvisol, Acrisol y Litosol (INEGI, 1982).

La altitud varía de 2030 m a 3640 m snm lo que le confiere un marcado gradiente altitudinal. La temperatura media oscila entre 8 °C y 22 °C y la precipitación anual varía entre 700 mm y 1250 mm, desarrollándose un clima semifrío subhúmedo con verano fresco Cb´(w2) y uno templado subhúmedo C(w1) (García, 1981).

La vegetación corresponde a bosque de pino-encino y bosques de oyamel en las partes más altas, mientras que en las partes bajas corresponde a agricultura, pastizales, arbustos, asentamientos humanos y cuerpos de agua (Brower *et al.*, 2002; Giménez *et al.*, 2003).

Clasificación y ponderación de datos biofísicos

La identificación de la distribución de la CVUS se basó en el uso de imágenes SPOT 5 pancromáticas de 2.5 m de

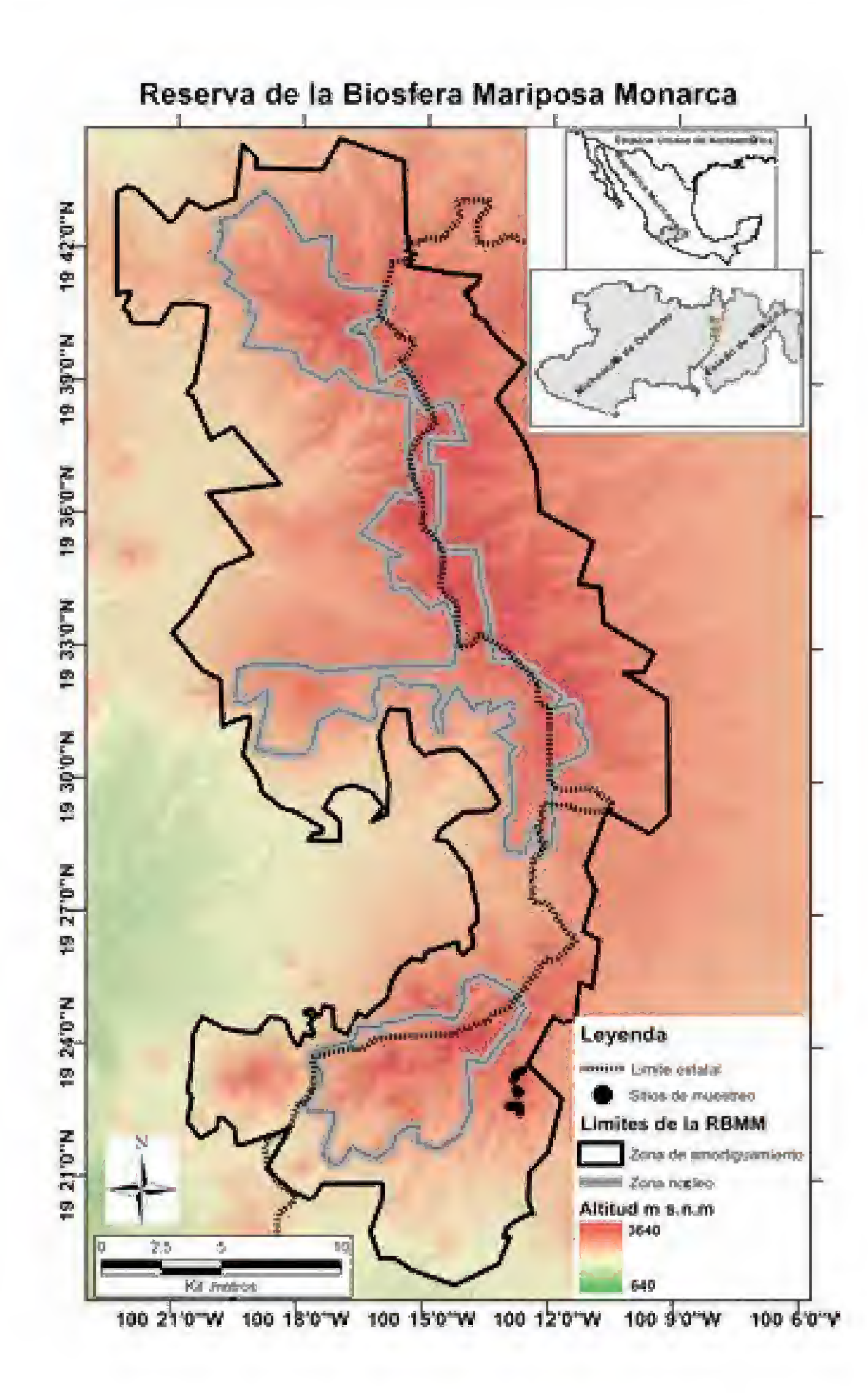


FIGURA 1. Ubicación del área de estudio, Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca en los estados de Michoacán y Estado de México. El presente estudio se centró en el Corredor Chincua-Campanario-Chivatí-Huacal y Cerro Pelón dejando fuera la parte del cerro Altamirano, que no se muestra en esta figura.

resolución y multiespectrales de 10 m de resolución de diciembre 2010 y enero 2011. Estas imágenes se fusionaron con el objetivo de generar una imagen sintética, lo que permitió obtener una imagen de 2.5 m de resolución con un contraste cromático de la multiespectral, que mejoró la interpretabilidad de los datos de CVUS (Chuvieco, 2008).

La interpretación de la CVUS se llevó a cabo mediante una digitalización en pantalla a escala 1:15 000 utilizando como referencia, la base de datos de CVUS del año 2009, generada por personal de la RBMM, en conjunto con el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA).

La pendiente del terreno y la orientación de laderas, se realizó aplicando filtros direccionales al MDE, el cual se derivó del continuo de datos topográficos a escala 1:50 000 (INEGI, 1995).

Las categorías de los datos espaciales de CVUS, la pendiente de terreno y la orientación de laderas, se obtuvieron a partir de la reclasificación de los datos de cada variable. Los mapas reclasificados se les dieron valores de ponderación por método de asignación directa (0 a 10), donde 0 son las áreas no aptas y 10 son las áreas muy aptas. En el presente estudio, solo se consideraron valores de ponderación superiores a ocho (Fig. 2). La ponderación se realizó considerando las tres variables (Pendiente de terreno mayor a 20°, laderas orientadas al sur, sureste y suroeste, y coberturas boscosas de pino-encino y oyamel), ya que estas variables han sido documentadas como variables que influyen en el crecimiento de los árboles y por lo tanto, en la variación en el ancho de los anillos de los árboles (Fritts, 1976; Speer, 2010).

Modelado de datos biofísicos

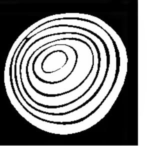
Se modelaron las áreas donde deberían crecer los árboles más longevos y con mayor sensibilidad climática expresada como variaciones interanuales en el ancho de sus anillos (Fig. 2). El modelado consistió en un análisis espacial multicriterio mediante la asignación directa de pesos de ponderación y la sobreposición de las tres variables (Pendiente de terreno mayor a 20°, laderas orientadas al sur, sureste y suroeste, y coberturas boscosas de pino-encino y oyamel). El modelaje se realizó por medio de una suma lineal de las tres variables de acuerdo a la siguiente ecuación (Bonham-Carter, 1994).

$$Map = (Ol + Pt + Cob) / n$$

Donde:

Map: mapa con áreas de muestreo de mayor sensibilidad climática

OI: orientación de laderas



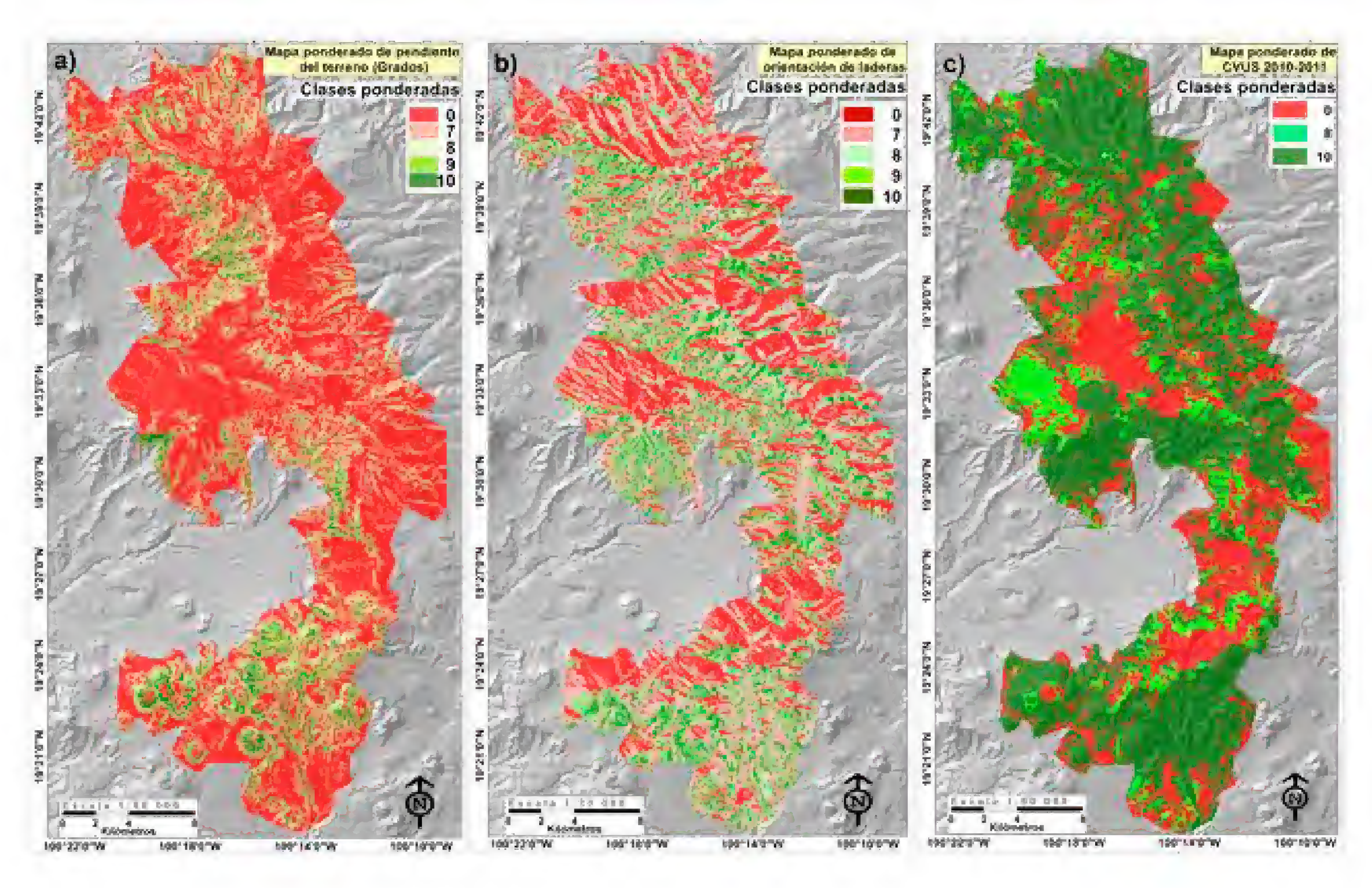


Figura 2. Mapas de clases ponderadas usadas para el protocolo de identificación de sitios de muestreo, a) Clases ponderadas de pendiente del terreno, b) Clases ponderadas de orientación de laderas y c) Clases ponderadas de CVUS.

Pt: pendiente del terreno
Cob: cobertura vegetal y uso de suelo
n: número de variables consideradas.

Validación de propuesta de muestreo

La validación del modelado se realizó a partir de un muestreo dendrocronológico en la porción sur de la RBMM dentro de los Ejidos Vare y San Pablo Malacatepec, ubicados en el municipio de Villa de Allende. El muestreo se realizó de manera aleatoria en dos sitios adyacentes dentro de las áreas aptas y no aptas que resultaron del análisis espacial de las variables biofísicas. El primer sitio de muestreo se realizó donde las áreas modeladas corresponden a clases aptas y muy aptas donde se cree que los árboles son sensibles a variables climáticas (Pendiente mayor a 20°, orientación de laderas al sur, sureste y suroeste, y cubiertas boscosas de oyamel y pino-encino). El segundo sitio se estableció en áreas no aptas, donde se cree los árboles son complacientes (Pendiente menor a 20°, orientación de laderas norte, noreste y noroeste, y cubiertas boscosas de oyamel y pino-encino) (Fig. 3).

Dentro de los sitios muestreados (apto y no apto) se seleccionaron los árboles aleatoriamente considerando el diámetro de estos, para el sitio apto DAP>45cm y DAP>50cm para el sitio no apto. En el sitio apto se muestrearon 30 árboles de los cuales 16 de ellos fueron de *Pinus pseudostrobus* y 14 correspondieron a *Abies religiosa*, teniendo 78 núcleos de crecimiento (2 a 3 núcleos por árbol), mientras que para el sitio no apto, se muestrearon 63 árboles de los cuales 40 fueron de *Abies religiosa* y 23 de *Pinus pseudostrobus*, teniendo un total de de 135 núcleos de crecimiento.

Los núcleos de crecimiento se tomaron con una barrena de Pressler Haglof, las cuales se montaron en molduras de madera para facilitar su manejo. Posteriormente se pulieron con lijas de diferente número de granulometría (80 a 1200) para tener una mejor visibilidad de los anillos

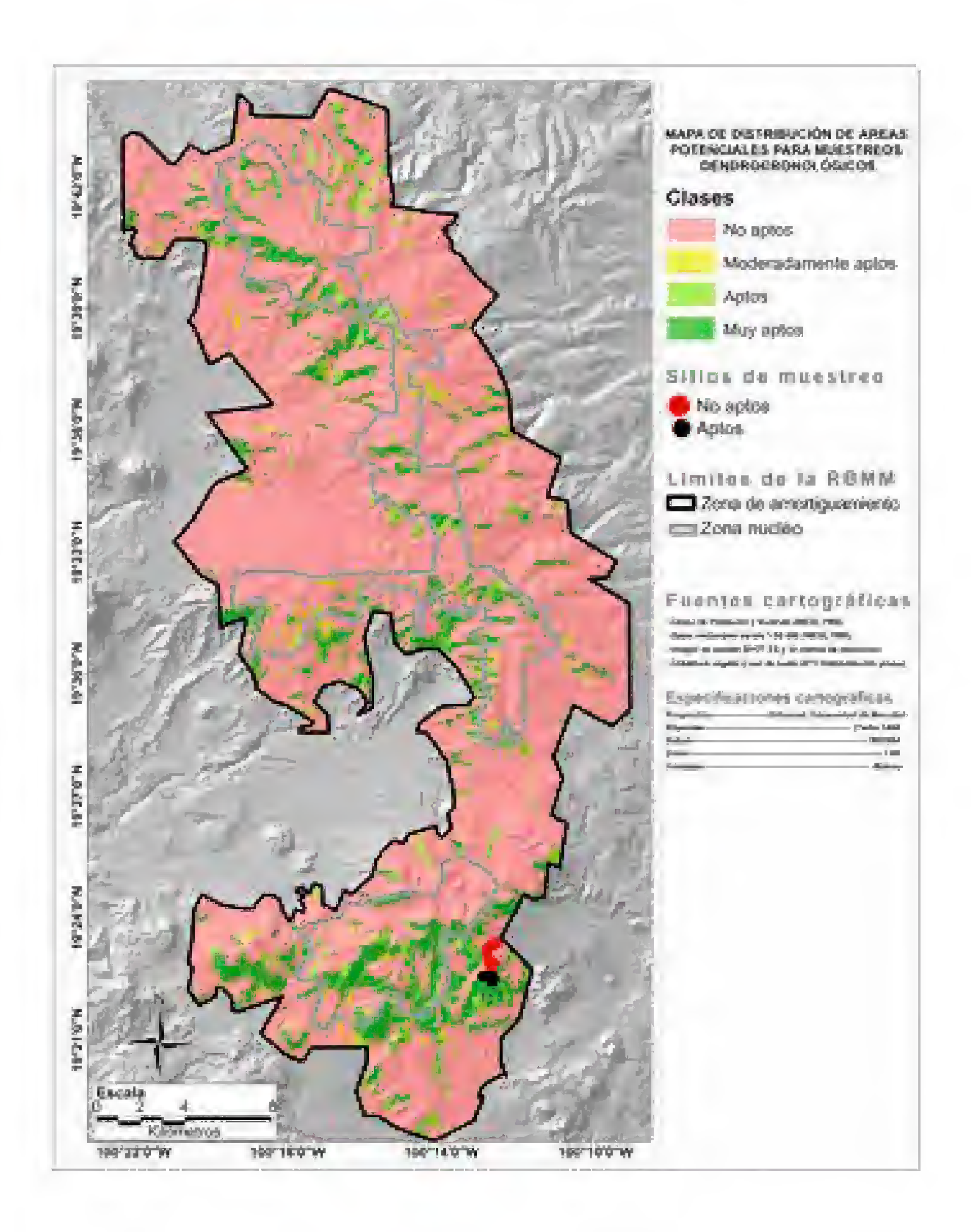


FIGURA 3. Mapa de distribución de los sitios potenciales de muestreo con fines dendrocronológicos.

de crecimiento. El fechado de las series de crecimiento se llevó a cabo a través de técnicas dendrocronológicas convencionales (Stokes y Smiley, 1968). Una vez fechadas las muestras, cada crecimiento individual se midió con un equipo Velmex con una resolución de 0.001 mm. La calidad y medición del fechado se verificó con el programa COFECHA (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001) y se construyeron cronologías de de índices de ancho de anillo con la librería dplR (Dendrochronology Program Library in R) del programa estadístico R (Bunn, 2007).

Para determinar que el número de árboles de *Pinus pseudostrobus* o de *Abies religiosa* era independiente del sitio apto y no apto, y ver si existía influencia de la proporción de las especies se realizó una prueba de independencia de X^2. Se construyó una cronología por sitio (índice de ancho de anillo), las cronologías fueron estandarizadas en índices con lo cual se eliminaron las tendencias de crecimiento no relacionadas con la edad de los árboles. Posteriormente se compararon las cronologías para determinar las diferencias de crecimiento. Solo se tomaron en cuenta los árboles que presentaron una intercorrelación entre series >0.328, $p<0.01$ con el análisis del programa COFECHA (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001), que sugiere un fechado exacto de los anillo de crecimiento. Además, se analizaron otros parámetros estadísticos como intercorrelación entre series, sensibilidad media, promedio de ancho de anillos y desviación estándar (estadísticos obtenidos con el programa COFECHA y la aplicación dplR) (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001; Bunn, 2007), así como la edad y diámetro de los árboles en cada sitio. Para el caso de los diámetros y edad de los árboles se evaluó si existían diferencias significativas entre el sitio apto y el no apto por medio de una prueba de t de Student.

Resultados

Datos biofísicos del paisaje

Se determinó que las cubiertas y usos más importantes en la RBMM son: bosque de pino-encino cerrado (31%), bosque de oyamel cerrado (27%), agricultura de temporal (15%) y bosque abierto, principalmente, de pino-encino (13%). El porcentaje restante de la superficie (14%) alberga cubiertas no forestales y carentes de importancia para estudios dendrocronológicos tales como: pastizales, agricultura, arbustos, asentamientos humanos y cuerpos de agua. Los bosques cubren 71% de la RBMM, y se distribuyen en la mayor parte de esta. Las coberturas más importantes para llevar a cabo estudios dendrocronológicos son los bosques de oyamel, ubicados entre 2320 m y 3640 m snm, y los bosques de pino-encino de 2020 m a 3400 m snm.

El mapa de pendientes del terreno indicó que éstas varían de 0° a 66°. La superficie con pendientes más pronunciadas (>20°) cubre 40% de la Reserva y se encuentra distribuida en toda el área (Fig. 2). Además, se encontró que existe una relación directa entre pendientes escarpadas y áreas boscosas mejor conservadas.

El mapa de orientación de laderas permitió estimar que 40% de la superficie de la Reserva se encuentra orien-



tada al sureste, suroeste o sur. Estas laderas se encuentran distribuidas a lo largo y ancho de la Reserva y reciben alta insolación. El resto de la superficie (60%), se encuentra orientada al norte, noreste o noroeste las cuales reciben menos insolación.

Ponderación y modelación de datos biofísicos

Las ponderaciones más altas (8-10) de cada una de las variables analizadas, permitieron ubicar las áreas consideradas que contienen árboles con variación interanual en el grosor de sus anillos, a consecuencia de variables limitantes como condiciones edáficas, topográficas y climáticas. La modelación e identificación de estas áreas mediante herramientas de SIG, señalan que 18% (108.53 ha) del área de estudio presenta pendientes pronunciadas (>20°); orientación de laderas sureste, suroeste y sur; y CVUS con bosque de oyamel y pino-encino (Fig. 2 y 3). Del 18% donde se cree que existen árboles sensibles a variaciones climáticas, 11% se encuentra dentro de la zona núcleo de la Reserva, en un intervalo altitudinal de 2380 m a 3640 m snm (Fig. 2 y 3).

Validación de propuesta de muestreo para estudios dendrocronológicos

La validación de la eficiencia del protocolo de evaluación de las variables biofísicas, permitió identificar las diferencias existentes en edad y ancho de anillo entre los árboles del sitio apto comparados con el sitio no apto (Fig. 4).

La cantidad de árboles de *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa* fue independiente del sitio de muestreo, es decir, ninguna de estas especies mostraron mayor o menor preferencia por alguna de las condiciones analizadas. Es por ello que, las diferencias en el ancho de anillos, se deben a diferencias entre sitios, y no a diferencias entre la

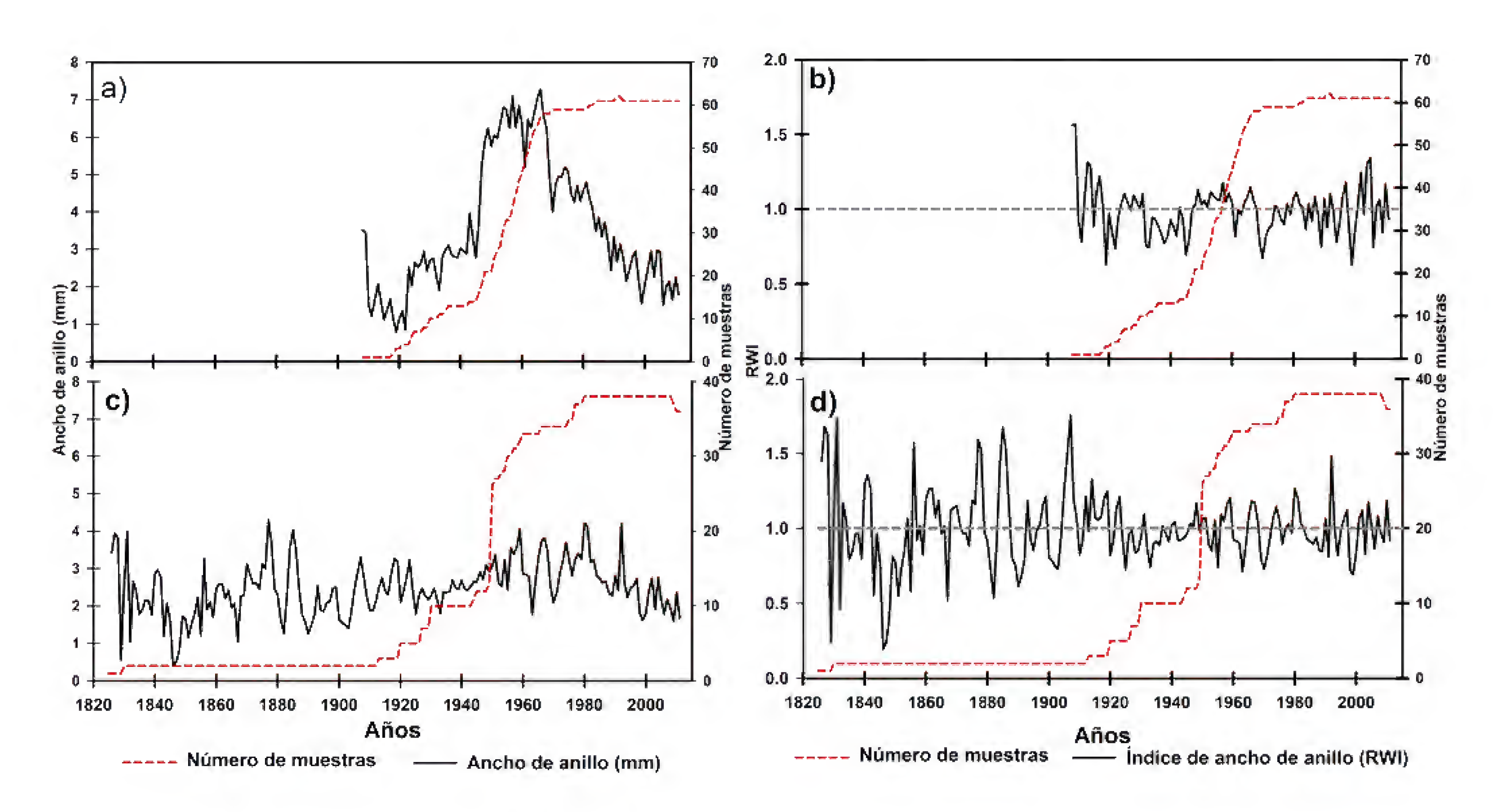


Figura 4. Caracterización de ancho de anillo del sitio apto y no apto: A) ancho de anillo para sitio no apto, B) ancho de anillo estandarizado para sitio no apto, C) ancho de anillo para sitio apto y D) ancho de anillo estandarizado para sitio apto. Las graficas B y D muestran variaciones en el ancho de la serie estandarizada como función a la desviación estándar, con lo cual está eliminando el ruido ocasionado por la tendencia biológica del crecimiento de los árboles. La línea con puntos continuos muestra el número de muestra que se incluyeron a lo largo de las series.

mayor o menor dominancia de estas especies. En el sitio apto, el árbol más longevo tiene un anillo interno que corresponde al año 1826, por lo cual, se generó una cronología de 185 años (1826-2011). Para el sitio no apto, el anillo interno del individuo más longevo fue de 1908, por lo tanto, se reconstruyó una cronología de 103 años (1908-2011).

En el sitio considerado apto, 26 de los 30 árboles muestreados presentaron una intercorrelación entre series >0.367, mientras que para el sitio no apto, solo 40 de los 63 árboles muestreados presentaron una intercorrelación entre series >0.428. Para los dos sitios, se presentaron valores de intercorrelación mayores al valor de referencia de 0.328 (p<0.01) (Fig. 4 y Tabla 1).

Los resultados estadísticos de sensibilidad media, promedio del ancho de anillo, desviación estándar, y autocorrelación entre serie también muestran diferencias entre los árboles de los sitios (Tabla 1). Con relación al promedio del ancho de los anillos, se presentaron diferencias de casi el doble en el sitio no apto (4.08 mm) con respecto al apto (2.86 mm). El sitio apto presentó una mayor sensibilidad media (0.297), lo cual refleja una mayor sensibilidad del árbol a factores que limitan el crecimiento a nivel local. La desviación estándar promedio del ancho de anillo para el sitio no apto fue de 2.39 mm, mientras que el sitio apto, presentó una desviación estándar de 1.35 mm (Tabla 1). Los valores más altos de intercorrelación y sensibilidad media, a menudo, se asocian con un valor más bajo de autocorrelación. El valor de autocorrelación de la cronología estándar para el sitio apto fue de 0.609 la cual es menor al sitio no apto (0.832) (Tabla 1). Los análisis de la prueba de t-Student muestran que los árboles en el sitio apto tuvieron mayor edad (t=2.87, p=0.006) y menor diámetro (t=2.57, p=0.006).

Tabla 1. Resultados estadísticos generados por el programa COFECHA para el sitio apto y no apto.

	Sitio apto	Sitio no apto
Intercorrelación entre series[1]	0.376	0.485
Sensibilidad media[2]	0.297	0.257
Promedio de ancho de anillos[3]	2.86	4.08
Desviación estándar de ancho de anillo[4]	1.352	2.392
Autocorrelación entre series de crecimiento[5]	0.609	0.832
Árbol más longevo encontrado (años)	185	103

Es una medida de señal climática[1], variación relativa en el ancho de anillo de un año al siguiente[2], promedio de ancho de anillos de las series[3], representa la desviación estándar de la serie de datos antes de estandarizar la cronología[4], medida de correlación de anchura de anillos en un año n con el ancho de anillo n-1[5].

Discusión

Las técnicas de PR y herramientas de SIG con frecuencia son usadas en varios tipos de análisis, pero a pesar de su intenso uso, no encontramos antecedentes de análisis espaciales de variables derivadas de la topografía (pendiente del terreno, elevación e insolación de laderas) y de la distribución de la CVUS con el objetivo de ubicar árboles con variación en ancho de anillos y con diferencia en edades. En algunas partes del mundo, se han realizado trabajos donde se menciona que la topografía tiene efectos sobre el crecimiento radial y en la estructura de edades de los árboles (Oberhuber y Kofler, 2000; Bunn, 2005) En otros estudios, se indica, que también existe influencia de la topografía, humedad de suelo, orientación de laderas, temperatura y precipitación sobre el crecimiento de los árboles (Hairston y Grigal, 1991; Liang *et al.*, 2006; Yang *et al.*, 2006). En los estudios dendrocronológicos realizados en varias partes del mundo, y en particular en México, no se tienen registros del uso de análisis espaciales de variables biofísicas para elegir sitios de muestreo con potencial dendroclimático.

En el presente estudio, se analizaron tres variables (CVUS, pendiente del terreno y orientación de laderas) que se han identificado con mayor claridad, como indicadores que maximizan la señal climática que registran los árboles en su crecimiento (Fritts, 1976; Stokes y Smiley, 1968; Thomas, 2004; Speer, 2010). El análisis con estas tres variables para la RBMM, permitió encontrar árboles que presentan variación interanual en el ancho de los anillos debido a variaciones climáticas. Esto se demostró,

mediante las diferencias en longevidad (más de 50 años en el sitio apto) y crecimiento promedio de los árboles del sitio apto (2.86 mm), con respecto al sitio no apto (crecimiento promedio 4.08 mm). La incorporación de otras variables al modelo como profundidad y fertilidad de suelo, y capacidad de retención de humedad puede dar mejores resultados, ya que estas variables también influyen en el crecimiento de los árboles (Barij *et al.*, 2007). Sin embargo, resultaría difícil incorporar datos de dichas variables, ya que estos no existen de forma espacialmente explícita.

En el presente estudio los árboles con mayor edad, se encontraron en el sitio con pendiente escarpada y con alto grado de insolación dentro de bosques conservados, lo que concuerda con lo descrito por Bunn *et al.*, (2011) quienes encontraron que las condiciones topográficas de relieve y de la orientación de laderas influyen en el crecimiento de los árboles. Para los bosques de oyamel, se ha documentado que la elevación, la orientación de laderas y la pendiente del terreno afectan directamente su crecimiento (Socha, 2008). En este estudio, también se encontró una clara influencia de la pendiente del terreno y orientación de laderas sobre el diámetro y anchura de los anillos para las especies *Abies religiosa* y *Pinus pseudrostrobus.*

En la ladera orientada al norte, noreste y noroeste encontramos mayor crecimiento (4.02 mm en promedio) y menor edad de los árboles (103 años), lo cual concuerda con otros estudios en latitudes mayores, donde tienen mayor crecimiento y menor edad en estas laderas, debido que las variaciones espaciales de la topografía, radiación solar y evapotranspiración influyen directamente sobre el crecimiento de los árboles. Esto se debe a que existe un mayor crecimiento de arboles en laderas que reciben menos insolación (Tajchman y Lacey, 1985; McNab, 1989; Speer *et*, 2004; Thomas, 2004; Somaru *et al.*, 2013).

Si bien en este estudio solo se comparó un sitio apto con uno adyacente no apto, el tamaño de muestra es superior a otros estudios donde han realizado reconstrucciones dendroclimáticas o documentando influencia de variables climáticas en el crecimiento de los anillos de los árboles (Huante *et al.*, 1991; Bernal y Salazar, 2000; Díaz *et al.*, 2001; Cerano *et al.*, 2013).

La generación de un protocolo de muestreo dendrocronológico para el caso de México es relevante por la dificultad de ubicar áreas con árboles sensibles a variaciones climáticas. Esto debido a que se tiene grandes contrastes en tipos de CVUS, condiciones fisiográficas y topográficas. El uso de técnicas de PR y herramientas de análisis espacial como los SIG en la identificación de sitios para muestreo dendrocronológico en la RBMM, permitió ubicar áreas donde más de 80% de los árboles muestreados presentan buena intercorrelación entre series (26 de 30 árboles en el sitio apto), situación que indica que los árboles están respondiendo a factores climáticos comunes, lo que permite asignar fechas calendáricas a cada crecimiento. En otros estudios realizados en México, donde los muestreos se realizaron con base a la experiencia de los investigadores, se han tenido que eliminar hasta 40% de las muestras debido a que no presentan una intercorrelación >0.328, debido a problemas de crecimiento (Cerano *et al.*, 2013). Por otro lado, cuando no se tiene experiencia y conocimiento del área a estudiar es difícil ubicar los sitios más idóneos con presencia de árboles sensibles y con alto potencial dendrocronológico.

Conclusiones

Este estudio, refuerza el planteamiento de que las características topográficas (pendiente de terreno y orientación de laderas) son factores determinantes en el crecimiento de los árboles y que se manifiestan en un limitado incremento radial y presencia de árboles más longevos.

El análisis espacial de variables biofísicas del paisaje utilizando técnicas de PR y herramientas de SIG, permitió definir sitios con adecuado potencial para estudios dendrocronológicos. Esta metodología ha sido poco utilizada con estos fines; sin embargo, son herramientas que presentan un alto potencial para este tipo de estudios.

El análisis espacial de las variables biofísicas para la RBMM realizado en el presente estudio, permitió ubicar sitios de muestreo con árboles longevos, que mostraron

alta variación interanual en el ancho de los anillos, lo cual puede ser de utilidad para el desarrollo de reconstrucciones dendroclimáticas.

En consecuencia, para este tipo de estudios se recomienda la integración de una plataforma de SIG, cuyos resultados apoyen a la selección *a priori* de sitios de muestreo. De esta forma se puede minimizar el tiempo, esfuerzo de muestreo y recursos económicos a emplear en la generación de series dendrocronológicas, que a la vez tengan mayor sensibilidad climática. Por lo que un protocolo de identificación de sitios de muestreo similar al planteado en el presente estudio, puede ser utilizado y replicable en otras áreas, ya que los insumos y las herramientas utilizadas son de fácil acceso.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los proyecto SEP-CONACYT (clave 2010-154434) y CONACYT-Ciencia Básica (clave 179386) por el apoyo otorgado. El primer autor agradece al CONACYT por la beca otorgada para la realización de sus estudios de Doctorado en Geografía de la UNAM.

Referencias

Barij, N., A. Stokes, T. Bogaard y B. van Beek. 2007. Does growing on a slope affect tree xylem structure and water relations?. *Tree Physiology* 27(5):757-764.

Bernal-Salazar, S. y T. Terrazas S. 2000. Influencia climática sobre la variación radial de caracteres anatómicos de madera en *Abies religiosa*. *Madera y Bosques* 6(1):73-86.

Bonham-Carter, G.F. 1994. Geographic information systems for geoscientists: Modelling with GIS. 1ª ed. Pergamon Press. Nueva York. 398 p.

Bradley, R.S. 1999. Paleoclimatology: Reconstructing climates of the quaternary. 1ra ed. Academic Press. San Diego, CA. 631 p.

Bravo, E.M., M. Mendoza, T. Carlón, L. Medina, T. Sáenz y R. Páez. 2012. Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the Trans-mexican Volcanic System, Mexico. *Land Degraddation & Development* 25(5):452-467.

Brower, L.P., G. Castilleja, A. Peralta, J. López, L. Bojórquez, S. Díaz, D. Melgarejo y M. Missrie. 2002. Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of the monarch butterfly in Mexico, 1971–1999. *Conservation Biology* 16(2):346–359.

Bunn, A.G., L. Waggoner y L.J. Graumlich. 2005. Topographic mediation of growth in high elevation foxtail pine (*Pinus balfouriana* Grev. et Balf.) forests in Sierra Nevada, USA. *Global Ecology Biogeography* 14(2):103-114.

Bunn, A.G. 2007. Dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26(2):115-124.

Bunn, A.G., M.K. Hughes y M. Salzer. 2011. Topographically modified tree-ring chronologies as a potential means to improve paleoclimate inference. *Climatic Change* 105(3-4):627-634.

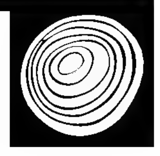
Cerano P.J., J. Villanueva, M. Cervantes, L. Vázquez, C. Trucios y D. Guerra. 2013. Reconstrucción de precipitación invierno-primavera para el Parque Nacional Pico de Tancítaro, Michoacán. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 83:41-54

Chuvieco, S.E. 2008. Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio. 3ª Ed. Ariel. Barcelona, España. 597 p.

(DOF) Diario Oficial de la Federación. 2000. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región denominada Mariposa Monarca, ubicada en los municipios de Temascalcingo, San Felipe del Progreso, Donato Guerra y Villa de Allende en el Estado de México, así como en los municipios de Contepec, Senguio, Angangueo, Ocampo, Zitácuaro y Aporo en el Estado de Michoacán, con una superficie total de 56,259-05-07.275 hectáreas, Primera sección. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. p:5-28.

Díaz, S.C., R. Touchan y T.W. Swetnam. 2001. A tree-ring reconstruction of past precipitation for Baja California Sur, Mexico. *International Journal of Climatology* 21(8):1007–1019.

Fekedulegn, D., R. Hicks y J.J. Colbert. 2003. Influence of topographic aspect, precipitation and drought on radial growth of four major tree species in an Appalachian



watershed. *Forest Ecology and Management* 177(1-3):409-425.

Fritts, H.C. 1976. Tree rings and climate. 2ª ed. Academic Press. Londres-Nueva York. 567 p.

García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, UNAM. México. 246 p.

Guimet, P.J. 1992. Introducción conceptual a los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Estudio Gráfico Madrid, España. 139 p.

Giménez, A.J., I. Ramírez y M. Pinto. 2003. Las comunidades vegetales de la Sierra de Angangueo (Estados de Michoacán y México, México): clasificación, composición y distribución. *Lazaroa* 24:87–111.

Grissino-Mayer, H.D. 2001. Evaluating crossdating, accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA. *Tree-Ring Research* 57(2):205-221.

Hairston, A.B. y D. Grigal. 1991. Topographic influences on soils and trees within single mapping units on a sandy outwash landscape. *Forest Ecology and Management* 43(1-2):35-45.

Holmes, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:69-78.

Huante, P., E. Rincón y T.W. Swetnam. 1991. Dendrochronology of *Abies religiosa* in Michoacán, México. *Tree-Ring Bulletin* 51:15-27.

Hughes, M.K. 2011. Dendroclimatology in High-Resolution Paleoclimatology. *In*: M.K. Hughes, T.W. Swetnam y H.F. Diaz, eds. Dendroclimatology, developments in paleoenvironmental research. Springer. Países Bajos. p:17-34.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía).1982. Carta Edafológica, 1:50000, Ciudad Hidalgo E14-A-25, SPP, México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía).1995. Conjunto de datos vectoriales escala 1:50,000.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *In*: T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley, eds. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido y Nueva York, EUA, 1535 p.

Jáuregui, E. 2004. La variabilidad climática en los registros instrumentales de México, *In:* J. Martínez y A. F. Fernández, eds. Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F. p:277-287.

Liang, E., X.M. Shao, D. Eckstein, L. Huang y X.H. Liu. 2006. Topography and species-dependent growth responses of *Sabina przewalskii* and *Picea crassifolia* to climate on the northeast Tibetan Plateau. *Forest Ecology and Management* 236(2-3):268–277.

Makinen, H., P. Nöjd, K.P. Kahle, U. Neumann, B. Tveite, K. Mielikainen, H. Rohle y H. Spiecker. 2002. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management* 171(3):243-259.

Mann, M.E., R.S. Bradley y M.K. Hughes. 1998. Global-scale temperature patterns and climate forcing over the past six centuries. *Nature* 392:778-787.

McNab, W.H. 1989. Terrain shape index: quantifying effect of minor landforms on tree height. *Forest Science* 35(1):91-104.

Mendoza, M.E., E. López, D. Genelett, D. Pérez-Salicrup y V. Salinas. 2011. Analyzing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography* 31(1):237-250.

NAMCP (North American Monarch Conservation Plan). 2008. Commission for Environmental Cooperation, Canada. 393, rue St-Jacques Ouest, bureau 200 Montreal Canada. 56 p.

Oberhuber, W. y W. Kofler. 2000. Topographic influences on radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at small spatial scales. *Plant Ecology* 146(2):231-240.

Sample, V.A. 2004. Remote sensing and GIS in ecosystem management. American Forests and Forest Policy Center. Estados Unidos de América. 382 p.

Somaru, R y H.P. Borgaonkar. 2014. Tree-ring analysis over western Himalaya and its long-term association with vapor pressure and potential evapotranspiration. *Dendrochronologia* 32(1):32-38.

Socha, J. 2008. Effect of topography and geology on the site index of *Picea abies* in the West Carpathian, Poland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23(3):203-213.

Speer, J.H., K.H. Orvis, H.D. Grissino-Mayer, L.M Kennedy y S.P. Horn. 2004. Assessing the dendrochronological potential of *Pinus occidentalis* Swartz in the Cordillera Central of the Dominican Republic. *The Holocene* 14(4):563-569.

Speer, J. 2010. Fundamentals of tree-ring research. The University of Arizona Press, Tucson. 333 p.

Stokes, M y T. Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. The University of Arizona Press, Tucson. 73 p.

Tajchman, S.J y C.J Lacey. 1985. Bioclimatic factors in forest site potential. *Forest Ecology and Management* 14(3):211-218.

Thomas, P.A. 2004. Trees: Their Natural History. Cambridge University Press. 298 p.

Trenberth, K.E y B.L. Otto-Bliesner. 2003. Toward integrated reconstruction of past climates. *Science* 300(5619):589-591.

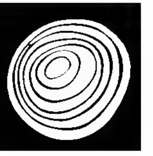
Vaganov, E.A., M.K. Hughes y A.V. Shashkin. 2006. Growth dynamics of conifer tree rings: Images of past and future environments. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, Alemania. 354 p.

Villanueva-Díaz, J., J. Cerano, V. Constante, P.Z. Fulé, y E. Cornejo. 2009. Variabilidad hidroclimática histórica de la sierra de Zapalinamé y disponibilidad de recursos hídricos para Saltillo, Coahuila. *Madera y Bosques* 15(3):45-64.

Yang, Y., M. Watanabe, F. Li, J. Zhang, W. Zhang y J. Zhai. 2006. Factors affecting forest growth and possible effects of climate change in the Taihang Mountains, northern China. *Forestry* 79(1):135-147.

Manuscrito recibido el 25 de abril de 2014.
Aceptado el 23 de febrero de 2015.

Este documento se debe citar como:
Carlón Allende, T., M. E. Mendoza, J. Villanueva Díaz, D. R. Perez Salicrup. 2015. Análisis espacial del paisaje como base para muestreos dendrocronológicos: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Madera y Bosques* 21(2):11-22.



Caracterización y ordenación de los bosques de pino piñonero (*Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*) de la Cuenca Oriental (Puebla, Tlaxcala y Veracruz)

Characterization and arrangement of forests of pinyon pine (*Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*) from the Eastern Mexican Basin (Puebla, Tlaxcala and Veracruz)

Ro Linx Granados Victorino[1], Diódoro Granados Sánchez[2*] y Arturo Sánchez-González[1]

[1]Laboratorio de Sistemática Vegetal. Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo. México.

[2]Division de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

*Autor de correspondencia. didorog@hotmail.com

Resumen

Pinus cembroides subsp. *orizabensis* es el pino piñonero con distribución más al sur en América, la mayoría de sus poblaciones se desarrollan dentro de los límites de la Cuenca Oriental, la única zona árida fría en México, donde se distribuyen en por lo menos cinco localidades aisladas. Los objetivos del presente estudio fueron realizar el inventario florístico y estructural de los bosques de pino piñonero de la Cuenca Oriental, cuyo dosel domina el taxón antes referido. El trabajo de campo consistió en la búsqueda y recolección de ejemplares de plantas vasculares mediante técnicas estándar, para su posterior identificación en laboratorio, y en el muestreo de los bosques para determinar la densidad, cobertura y valor de importancia de las especies. El análisis de agrupamiento permitió estimar la semejanza en la composición de especies entre bosques; mediante el análisis de correspondencia canónica se estimó la relación entre factores ambientales y edáficos, con respecto a la composición y distribución de las especies entre las localidades; y con los valores estructurales se realizó la caracterización fisionómica de los bosques. Los resultados indican que los bosques de pino piñonero se desarrollan en sustratos volcánicos, en suelos con pH neutro a ligeramente básico (7-8), en un intervalo altitudinal de entre 2300 m y 2700 m. Las asociaciones vegetales identificadas fueron: Piñón-*Nolina*, Piñón-*Juniperus* y Piñón-*Pinus pseudostrobus*; los taxones *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* y *Nolina parviflora* fueron constantes en todas las localidades. La composición florística de estos bosques se relacionó principalmente con los factores edáficos Ca y N.

Palabras clave: clasificación, composición florística, estructura de la vegetación, México, zonas áridas.

Abstract

Pinus cembroides subsp. *orizabensis* is the pinyon pine with the more southern distribution in America; most of its populations develop into the limits of the "Cuenca Oriental", the only cold semiarid area in Mexico, and they are distributed in at least five isolated localities. The objectives of present study were to carry out a floristic inventory and a structural analysis of pinyon pine forests, whose canopy is dominated by the taxon referred, in the "Cuenca Oriental". The fieldwork was divided into the search and collection of specimens of vascular plants by standard techniques to further identify the specimens in the laboratory; and from sampling of forests to determine the density, coverage and importance value of species. Cluster analysis was used to estimate the similarity in species composition between forests; the relationship between environmental and environment and soil factors with respect to composition and distribution of species between localities was estimated by canonical correspondence analysis. Structural values of species were used for characterization of forests physiognomic. The results indicate that the pinyon pine forests develop on volcanic substrate, with a neutral or slightly basic pH (from 7 to 8), and they are found from 2300 m to 2700 m a.s.l. The main plant associations identified are: Pinyon-*Nolina*, Pinyon-*Juniperus*, and Pinyon-*Pinus pseudostrobus;* the taxa *Pinus cembroides* ssp. *orizabensis* and *Nolina parviflora* were constant in all the studied localities. The floristic composition of these forests is mainly related to the edaphic factors Ca, and N.

Key words: classification, floristic composition, vegetation structure, Mexico, arid zones.

Introducción

México posee una elevada riqueza de taxones del género *Pinus*, albergando alrededor de 40% de las especies conocidas a nivel mundial, con un total de 47 especies, de las cuales 35 presentan distribución restringida al territorio mexicano, es decir, 74% son endémicas. Estos endemismos se concentran en las subsecciones Ponderosae, Oocarpae y Cembroides (Farjon y Styles, 1997; Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014). Esta elevada riqueza se debe principalmente a que el territorio mexicano sirvió como refugio para la flora Neártica durante las grandes glaciaciones; en el caso de los pinos, representó un ambiente benigno en el que se establecieron, dispersaron y diversificaron, convirtiéndose en el centro secundario más importante de evolución y especiación de *Pinus* (Farjon y Styles, 1997; Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014).

Dentro del género destacan los pinos piñoneros (subsección Cembroides), que se establecieron y formaron grandes extensiones boscosas en el Altiplano Mexicano durante las glaciaciones del Cuaternario (Little, 1987; Farjon y Styles, 1997), pues la modificación de las condiciones climáticas de estas zonas áridas, permitió la expansión de los bosques dominados por las poblaciones de estas especies hacia el centro del país. Posteriormente, el aumento de la temperatura produjo un incremento en las condiciones de aridez, y con ello, el advenimiento de una flora más competitiva, conformada por especies latifoliadas y xerófitas (Richardson, 1998).

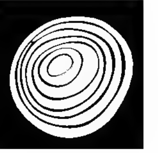
Los bosques de pino piñonero quedaron entonces confinados a las faldas de las serranías, ocupando en general un lugar transitorio entre los bosques templados de las áreas montañosas y los matorrales xerófilos, caracterizándose por su composición florística mixta (Granados *et al.*, 2012). La ruptura del intercambio genético entre las poblaciones de algunas de las especies, modificó su estructura genética y su fenología reproductiva, lo que provocó la formación de nuevas variedades, subespecies e incluso especies (Cuenca *et al.*, 2003).

El intercambio de especies de dos ambientes distintos, confiere a los bosques de pino piñonero una fisonomía única, además de una alta complejidad en cuanto a las relaciones inter-específicas (Poulos y Berlyn, 2007). Los bosques de pino piñonero más comunes y con mayor extensión territorial en México son dominados por *Pinus cembroides*; por lo que sus semillas (piñón) son las más ampliamente recolectadas y consumidas (Luna-Cavazos *et al.*, 2008). Esta especie posee un elevado potencial adaptativo y de resistencia a condiciones climáticas difíciles, ya que puede desarrollarse tanto en suelos someros como profundos, con valores de pH que van desde 4 hasta 8 (Carrillo, 2009). Todas estas características convierten a las poblaciones de *P. cembroides* en excelentes candidatas para reforestación de las zonas con mayor altitud de las regiones áridas, semiáridas o erosionadas de México (Mohedano-Caballero *et al.*, 1999).

Las poblaciones de pino piñonero con la distribución más al sur en México son las de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*, y se localizan cerca de Tehuacán, Puebla, en la localidad de San Luis del Pino. Sin embargo, las poblaciones con mayor densidad de individuos de esta subespecie se encuentran dentro de los límites de la Cuenca Oriental, una cuenca endorreica que abarca el este del estado de Tlaxcala, parte de Puebla y Veracruz (Perry, 1991; Poulos y Berlyn, 2007).

Las distintas especies de plantas que componen una ecosistema determinado, tienen dimensiones (altura, cobertura y/o diámetro) muy variadas y regularmente ocupan sitios bien definidos en respuesta a cambios en los factores microclimáticos, gradientes ambientales o a la perturbación, ya sea natural o provocada por el hombre (Remmert, 1991). Esto le confiere a cada ecosistema una estratificación y heterogeneidad espacial única, dada por la estructura vertical y horizontal de las especies que lo componen (Dajoz, 2002). Las técnicas de análisis multivariado son de suma importancia en los estudios sinecológicos, ya que permiten detectar los factores ambientales responsables del cambio en la composición y estructura de la vegetación (Sánchez-González y López-Mata, 2003); y son especialmente útiles para simplificar y ordenar conjuntos de datos grandes y complejos (Rocha *et al.*, 2006).

Debido a la escasez de recursos forestales en las zonas áridas y semiáridas, los bosques de piño piñonero



han sido afectados durante siglos por las actividades humanas: incendios forestales, sobre-explotación, cambio de uso de suelo, depredación natural y la recolección excesiva de piñones, entre otros (Carrillo, 2009). Por lo que es indispensable generar planes de manejo y conservación de la vegetación endémica de estas zonas. Sin embargo, para cumplir con esta meta se requiere conocer aspectos básicos sobre la composición florística, la estructura y los factores ambientales que están relacionados con la distribución de los bosques de pino piñonero. Con base en la información anterior, los objetivos del presente estudio fueron los que se mencionan a continuación:

Objetivos

(1) Realizar la caracterización estructural de las bosques de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* que se localizan dentro de la Cuenca Oriental y, (2) definir mediante técnicas de clasificación y ordenación, cuales son los factores ambientales más relacionados con la composición, estructura y distribución de estos bosques.

Materiales y métodos

Área de Estudio

La Cuenca Oriental incluye parte del territorio de tres estados de la República Mexicana: Puebla, Tlaxcala y Veracruz; se ubica entre los 18°48' y 19°43' latitud norte y los 97° 09'y 98°03' longitud oeste. Ocupa aproximadamente 5250 km^2 de superficie y mide 70 km en su eje de mayor extensión.

Se trata de una cuenca endorreica ubicada al oriente de la Faja Volcánica Transmexicana, limita al norte con Las Humeras y la Sierra San Antonio, al noroeste con la Sierra de Tlaxco, al suroeste con el volcán la Malinche, al sur limita con la Sierra de Soltepec y al sureste con la Sierra de Citlaltepetl; esta última se inicia al sur en el volcán más alto del país, el Pico de Orizaba (5675 m snm) y culmina al norte con el Cofre de Perote.

El estudio se realizó en cinco localidades con bosque de pino piñonero, dentro de la Cuenca Oriental: Frijol Colorado (Veracruz), El Progreso, San Sebastián Villanueva y Tepeyahualco (Puebla), y Santa María Las Cuevas (Tlaxcala). Adicionalmente, se analizó la flora de un bosque aislado de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* ubicada fuera de la Cuenca Oriental, en San Luis del Pino, Puebla, dentro de la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán. En la elección de las localidades de muestreo se excluyeron las que presentaban indicios de perturbación elevada; a continuación se describen las características generales de cada una de las localidades analizadas en el presente estudio (Inifap-Conabio, 1995; García y Conabio, 1998).

Santa María las Cuevas, Tlaxcala (SMC)

El bosque de pino piñonero en esta localidad del municipio de Atlzayanca, Tlaxcala, se localiza en las coordenadas geográficas 19°22'39" N y 97°42'54.2" O, en un intervalo de altitud de entre 2470 m y 2620 m; La precipitación promedio anual es de 400 mm y 500 mm y la temperatura oscila entre -3 °C y 40 °C; el clima se considera templado subhúmedo. En esta localidad el bosque se desarrolla principalmente bajo condiciones topográficas abruptas en terrenos ondulados, de ladera andesitica sinuosa, cambisol y regosol; las rocas son volcanoclásticas e ígneas intrusivas básicas.

Tepeyahualco, Puebla (TP)

El paraje denominado Tepeyahualco, se localiza en las coordenadas geográficas 19°30'18.1" N y 97°30'12.1" O, en una altitud de entre 2300 m y 2460 m; el clima se considera templado subhúmedo, además de semiseco templado; el bosque se desarrolla sobre terrenos con suelos andosoles y feozem, con rocas ígneas extrusivas básicas en su mayoría, así como volcanoclásticas.

El Progreso, Puebla (EP)

Es una pequeña localidad ubicada dentro del municipio de Guadalupe Victoria, en el estado de Puebla. El bosque de pino piñonero se encuentra en las coordenadas 19°22'57.84" N y 97°17'17.5" O, a una altitud de entre 2470 m y 2650 m; presenta un clima semiseco templado,

y se desarrolla sobre suelos del tipo andosol y feozem, con rocas ígneas extrusivas y volcanoclásticas.

Frijol Colorado, Veracruz (FC)
La población de pino piñonero en esta localidad se encuentra dentro de la sierra de Zoltepec, en las coordenadas geográficas 19°36'49.9" N y 97°22'57.5" O, en una altitud de 2500 m a 2700 m; el clima es templado subhúmedo; el bosque se desarrolla sobre rocas ígneas extrusivas básicas y suelos feozem y andosol.

San Sebastián Villanueva, Puebla (SSV)
La asociación de pino piñonero más cercana a esta localidad del municipio de Acatzingo, Puebla, se sitúa en las coordenadas 19°03'41.2" N y 97°41'39.8" O, en una altitud de entre 2350 m y 2600 m. El clima es templado subhúmedo; el bosque se desarrolla sobre rocas calizas e ígneas extrusivas básicas, y suelo tipo.

San Luis del Pino, Puebla (SLP)
El bosque de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* de esta localidad, posee la distribución más sureña entre todas las comunidades de pinos piñoneros de Norteamérica; forma parte del municipio de Vicente Guerrero, Puebla, dentro de la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Se sitúa en las coordenadas 18°27'6.78" N y 97° 8'13.24" O, a una altitud de 2250 m a 2450 m.

Método

Estudio florístico
Por otra parte, para obtener un inventario florístico representativo de los bosques de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* de la Cuenca Oriental, se realizó la búsqueda y recolecta detallada de ejemplares de plantas vasculares en cada localidad. El esfuerzo de muestreo (recolecta) fue de aproximadamente 14 horas por localidad; el trabajo se realizó entre los meses de enero y octubre del año 2010. La nomenclatura utilizada para las especies identificadas fue la sugerida en la página web del "International Plant Name Index" (IPNI, 2010).

Análisis estructural
Para la caracterización estructural de la vegetación en cada localidad, partir de un punto seleccionado al azar que sirvió de referencia, se colocaron nueve puntos más (10 en total), separados entre sí por una distancia de cerca de 20 m. En cada punto, el muestreo se realizó de acuerdo con la técnica de punto cuadrante central (Cottam y Curtis, 1956), que mide la distancia entre árboles. En esta técnica, en cada sitio seleccionado se trazan dos líneas perpendiculares entre sí (cuatro cuadrantes), para medir la distancia del punto central a los individuos de las especies arbóreas o arbustivas más cercanas por cuadrante. Solo se contabilizaron los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP a 120 cm de altura) mayor de 10 cm y se registró el nombre de la especie, distancia al punto central, DAP y altura.

A partir de los valores de las variables mencionadas en el párrafo anterior, se estimaron los valores de frecuencia, dominancia y densidad de las especies más representativas en cada localidad, y se calcularon con las siguientes formulas:

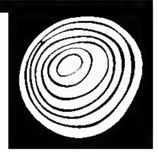
$$Frecuencia = \frac{No.\ de\ puntos\ con\ la\ especie\ \text{“}a\text{”}}{Total\ de\ puntos} \ x\ 100$$

$$Dominancia = Área\ basal\ media\ por\ especie\ x\ No.de\ arboles\ de\ la\ especie$$

El área basal media es igual al promedio de las áreas basales de todos los individuos de cada especie, al área basal de cada individuo se calculó de la siguiente manera:

La densidad se definió como el número total de individuos de todas las especies en 100 m^2 y se calculó mediante la siguiente formula (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974):

$$Densidad = \frac{Área}{Distancia\ media^2}$$



En donde la distancia media, es el promedio de las distancias de todos los individuos de las especies registradas, con respecto al punto central. Los valores relativos de frecuencia, densidad y dominancia se combinaron en el valor de importancia relativa (VIR), con base en la fórmula definida por Mueller-Dombois y Ellenberg (1974):

$$VIR = \frac{Frecuencia\ relativa + Densidad\ relativa + Dominancia\ relativa}{3}$$

Los VIR fueron utilizados para definir a las especies más representativas de cada localidad. El arreglo vertical y horizontal de cada bosque se representó mediante diagramas de perfil semirrealista de Richards (Richards, 1952), en los que se incluyeron solo a las especies con VIR elevado y con alta densidad poblacional.

Análisis multivariado

La clasificación de la vegetación se realizó con base en atributos binarios (presencia-ausencia) de las especies de cada localidad (Apéndice 1), y fue de tipo politética aglomerativa. Los grupos se definieron utilizando el Índice de Jaccard como medida de distancia y como algoritmo de unión, el promedio entre grupos. El dendrograma obtenido indica la semejanza en la composición florística entre los bosques, definida como el porcentaje de información remanente. El valor de 100% incluye la totalidad de la información disponible, que se reduce paulatinamente conforme los grupos se van fusionando. El análisis se realizó con el programa de cálculo PC-ORD, versión 4 (Mc Cune y Mefford, 1999).

En la ordenación de la vegetación se utilizó el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), que representa un caso especial de regresión múltiple, donde la composición de las especies se relaciona directamente con las variables ambientales (Sánchez-González y López-Mata, 2003). En principio esta técnica correlaciona tres componentes: las especies (178 en el presente estudio), las localidades (seis) y las variables o factores ambientales (diez). Para realizar el análisis estadístico se utilizó el programa de cálculo CANOCO y la representación gráfica se elaboró con el programa CANODRAW (Ter Braak y Smilauer, 1998).

Algunas de las variables ambientales, como la altitud, se determinaron directamente en campo; otras como el tipo de suelo, roca y clima se estimaron a partir de la ubicación geográfica de las localidades de muestreo (Inifap-Conabio, 1995; García y Conabio, 1998). En el caso de las variables edáficas: Ca, Fe, K, N, P, pH y Textura, se tomaron muestras de aproximadamente 1kg de suelo en cada localidad con bosque de pino piñonero, para su análisis posterior, en el Laboratorio Central Universitario del Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo.

Resultados

Estructura y composición florística

En las seis localidades con bosques de pino piñonero analizadas, se identificaron en total 178 especies, 101 géneros y 51 familias (Apéndice I), donde las más representativas son Asteraceae y Poaceae. A continuación se describen las características generales de cada una de las localidades:

Santa María las Cuevas, Tlaxcala (SMC)

La composición florística del bosque incluye principalmente especies típicas de zonas áridas y semiáridas: *Agave obscura*, *Juniperus deppeana*, *Nolina parviflora*, *Opuntia streptacantha, Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*, *Yucca periculosa*, así como un gran número de epifitas como *Tillandsia usneoides*, *T. recurvata* y *T. macdougalli* (Fig. 1). La asociación vegetal se definió como Piñón-*Nolina*, con base en las dos especies con mayor VIR (Tabla 1).

En este bosque se identificaron 56 especies, pertenecientes a 36 géneros y 20 familias, de las cuales Asteraceae y Poaceae fueron las más representativas, con 10 y 11 especies, respectivamente (Apéndice 1).

Tepeyahualco, Puebla (TP)

Los elementos dominantes son *Nolina parviflora*, *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* y *Yucca periculosa*. Además, sobresalen por su frecuencia *Agave gilbeyi*, *A. obs-*

cura, *Mimosa biuncifera*, *O. robusta*, *O. spinulifera* y algunas especies epifitas (Fig. 2). La asociación vegetal representativa es la de Piñón-*Nolina* (Tabla 2), en esta localidad se identificaron 48 especies, 36 géneros y 23 familias.

El Progreso, Puebla (EP)

Las especies dominantes son *Agave gilbeyi*, *Muhlenbergia macroura*, *Nolina parviflora*, *Notholaena aurea*, *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* y *Quercus microphylla*, así como epifitas del género *Tillandsia* (Fig. 3). En esta localidad se identificaron 46 especies, 37 géneros y 22 familias de plantas vasculares. Los valores estructurales del bosque del paraje El Progreso se muestran en la tabla 3, la asociación vegetal se denominó: Piñón-*Nolina*, considerando a las especies con VIR más elevado.

Frijol Colorado, Veracruz (FC)

En esta localidad se identificaron un total de 56 especies, 46 géneros y 28 familias (apéndice 1). La estructura del bosque está definida principalmente por *Juniperus flaccida, Nolina parviflora, Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* y *Yucca periculosa*. Además, sobresalen: *Agave obscura, Pinus pseudostrobus* y algunas especies de bromelias epifitas (Fig. 4).

En la localidad de Frijol Colorado la composición de las especies dominantes del dosel cambia en forma paulatina conforme a la altitud: en el límite inferior se observó a la asociación Piñón-*Yucca*, en la parte intermedia del gradiente altitudinal a las asociaciones: Piñón-*Nolina* y Piñón-*Juniperus*; y en el límite superior la asociación Piñón-*Pinus pseudostrobus*. El bosque de Piñón-*Juniperus* fue el de más amplia distribución y se caracteriza por poseer pocas especies con VIR alto (Tabla 4).

San Sebastián Villanueva, Puebla (SSV)

Se identificaron 46 especies de plantas vasculares en este bosque de pino piñonero, las cuales pertenecen a 38 géneros y 20 familias (Apéndice 1). Las especies dominantes fueron: *Juniperus deppeana*, *Nolina parviflora*, *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*, *P. pseudostrobus*, *Quercus microphylla*, *Quercus crassifolia* y *Agave obscura* (Fig. 5); la asociación vegetal se definió como: Piñón-*Pinus pseudostrobus* con base en el VIR de las especies dominantes (Tabla 5).

San Luis del Pino, Puebla (SLP)

En esta localidad solo se determinó la composición florística, que incluye un total de 55 especies, 43 géneros y 28 familias (Apéndice I).

Análisis multivariado

Clasificación de la vegetación. Los resultados del análisis de agrupamiento de los bosques de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*, se observan en la figura 6; en el dendrograma se distinguen tres grupos al elegir como nivel de corte 50% de la información remanente: el primero está formado por los bosques de pino piñonero de Frijol Colorado, Santa María Las Cuevas y El Progreso. El segundo grupo está definido por Tepeyahualco y San Sebastián Villanueva, Los dos primeros grupos están integrados por bosques que se distribuyen dentro de los límites de la Cuenca Oriental; pero el tercer grupo incluye únicamente al bosque de San Luis del Pino, que posee una composición de especies muy diferente, con respecto a las demás localidades.

Ordenación

Las variables ambientales con mayor correlación positiva con el primer eje de ordenación fueron la concentración de Ca, N, y el pH del suelo; y en sentido negativo solo la concentración de Fe. Por otra parte, las variables con mayor correlación positiva con el segundo eje fueron la concentración de K, P y la altitud (Tabla 6). Las raíces características de los dos primeros ejes de ordenación (Tabla 6) explicaron 58% de la variación en los datos (Fig. 7).

Los índices de complementariedad, estimados a partir de la composición de especies de plantas vasculares de las localidades de muestreo, indican que los bosques de Santa María Las Cuevas y del paraje El Progreso comparten un número elevado de especies entre sí (son poco complementarios). En cambio, el bosque de San Luis del Pino, ubicado en el valle de Tehuacán (Puebla), presentó valores

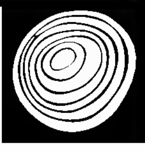


Tabla 1. Valores estructurales de las especies arbóreas del bosque de Santa María Las Cuevas.

Especie	No. de individuos en 100m^2	Área basal media (cm^2)	Dominancia absoluta (cm^2)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Densidad Relativa (%)	Valor de importancia (VIR)	Rango
Pinus cembroides subsp. *orizabensis*	**7.79**	461.9	**3596.8**	**56.63**	**100**	**43.48**	**65**	**55.03**	**I**
Juniperus deppeana	0.6	314.5	188.4	2.97	20	8.7	5	5.55	IV
Yucca periculosa	0.9	516.5	464.07	7.31	30	13.04	7.5	9.28	III
Nolina parviflora	2.4	**780.1**	1869.1	29.43	70	30.43	20	26.62	II
Opuntia streptacantha	0.3	779.3	233.3	3.67	10	4.35	2.5	3.5	V

Especies arbóreas ordenadas por rango, de acuerdo con el valor de importancia relativa (VIR).

Tabla 2. Valores estructurales del bosque de Tepeyahualco, Puebla.

Especie	No. de individuos en 100m^2	Área basal media (cm^2)	Dominancia absoluta (cm^2)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Densidad Relativa (%)	Valor de importancia (VIR)	Rango
Pinus cembroides subsp. *orizabensis*	**6.79**	457.2	3104.2	20.1	**100**	20.1	**50**	30.06	II
Nolina parviflora	6.45	**1860.8**	**12002.3**	**77.7**	**100**	**77.7**	47.5	**67.66**	**I**
Yucca periculosa	0.34	962.1	326.6	2.1	10	2.1	2.5	2.23	III

Especies arbóreas ordenadas por rango, de acuerdo con el valor de importancia relativa (VIR).

Tabla 3. Valores cuantitativos para el bosque de El Progreso, Puebla.

Especie	No. de individuos en 100m^2	Área basal media (cm^2)	Dominancia absoluta (cm^2)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Densidad Relativa (%)	Valor de importancia (VIR)	Rango
Pinus cembroides subsp. *orizabensis*	4.22	669.3	2825.9	30.5	90	37.5	42.5	36.8	II
Nolina parviflora	**4.47**	**1287.7**	**5757.5**	**62.2**	**100**	**41.6**	**45**	**49.6**	**I**
Juniperus deppeana	0.25	132.7	32.9	0.3	10	4.1	2.5	2.3	V
Yucca periculosa	0.25	2206.1	548	5.9	10	4.1	2.5	4.1	IV
Dasylirium acrotriche	0.25	95	23.6	0.2	10	4.1	2.5	2.3	VI
Quercus microphylla	0.50	127.6	63.4	0.6	20	8.3	5	4.6	III

Especies arbóreas ordenadas por rango, de acuerdo con el valor de importancia relativa (VIR).

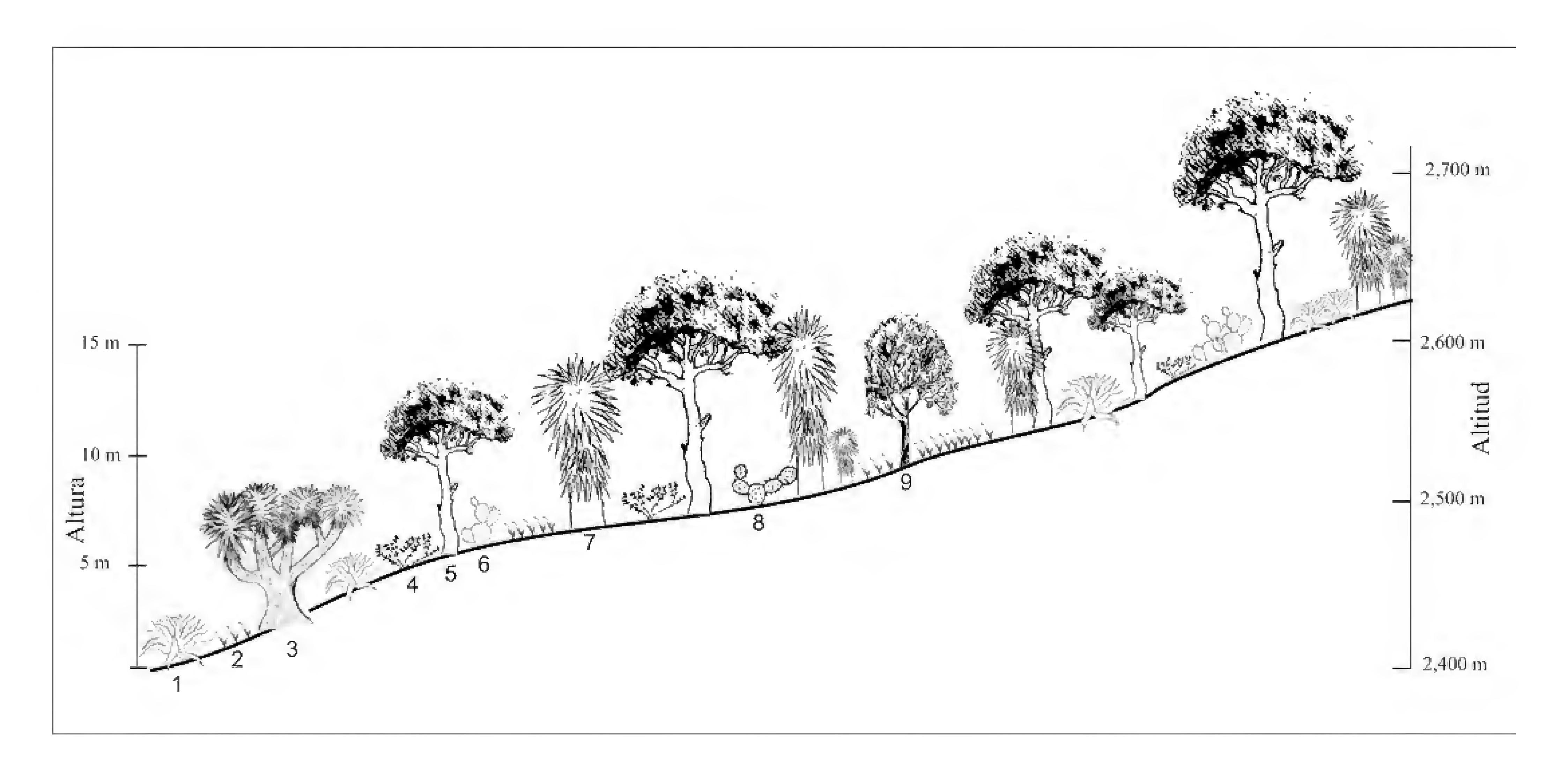


FIGURA 1. Perfil semirrealista del bosque de Santa María Las Cuevas: 1. *Agave obscura*; 2. *Muhlenbergia robusta*; 3. *Yucca periculosa*; 4. *Salvia greggii*; 5. *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*; 6. *Opuntia streptacantha*; 7. *Nolina parviflora*; 8. *Opuntia* sp.; 9. *Juniperus deppeana*.

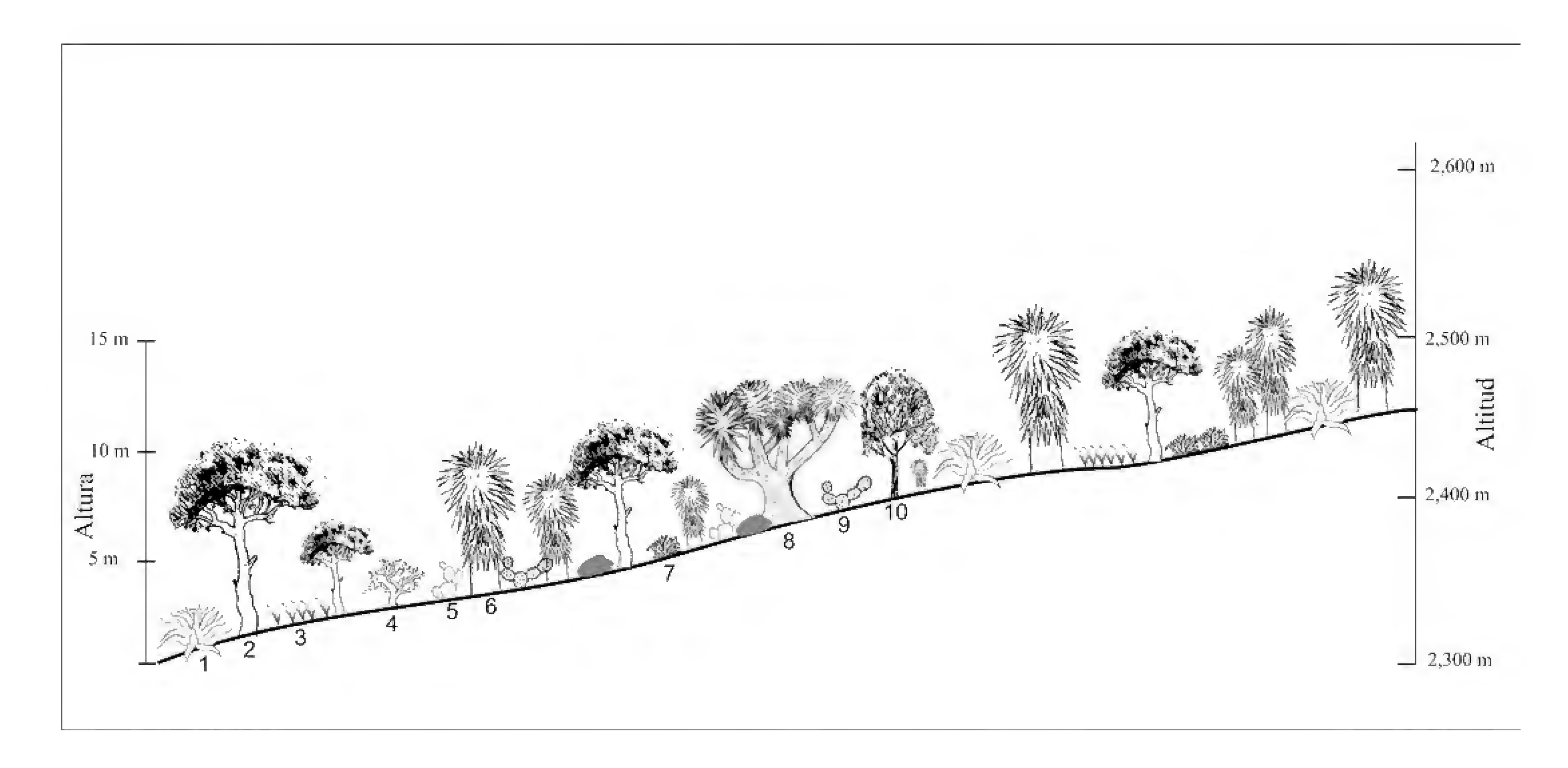


FIGURA 2. Perfil semirrealista del bosque de Tepeyahualco: 1. *Agave obscura*; 2. *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*; 3. *Muhlenbergia robusta*; 4. *Mimosa biuncifera;* 5. *Opuntia streptacantha*; 6. *Nolina parviflora*; 7. *Agave gilbeyi*; 8. *Yucca periculosa*; 9. *Opuntia* sp.; 10. *Juniperus deppeana*.



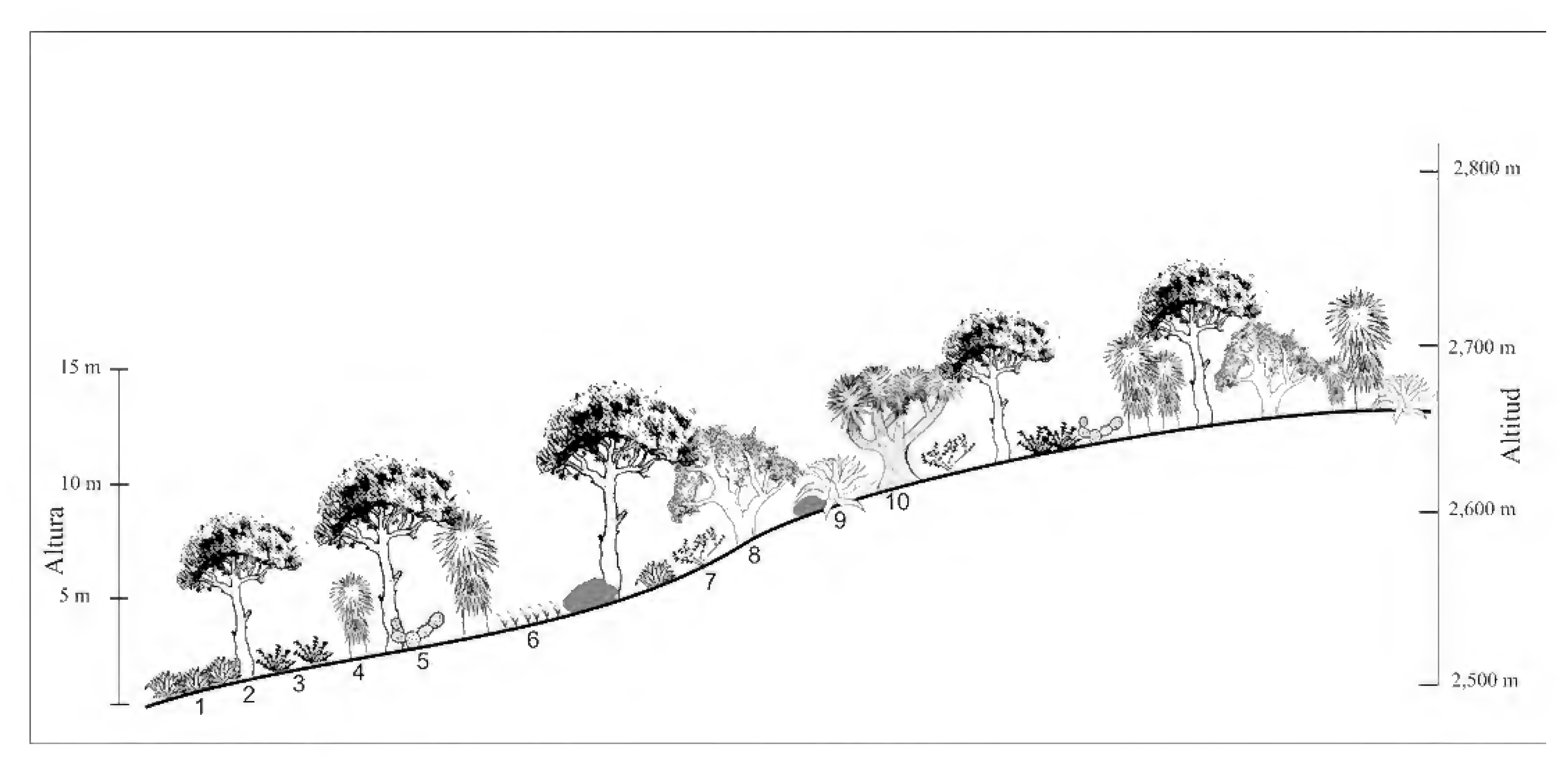


Figura 3. Perfil semirrealista del bosque de El Progreso: 1. *Agave gilbeyi*; 2. *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*; 3. *Notholaena aurea*; 4. *Nolina parviflora*; 5. *Opuntia* sp.; 6. *Eupatorium calaminthifolium*; 7. *Castilleja canescens*; 8. *Quercus crassifolia*; 9. *Agave obscura*; 10. *Yucca periculosa*.

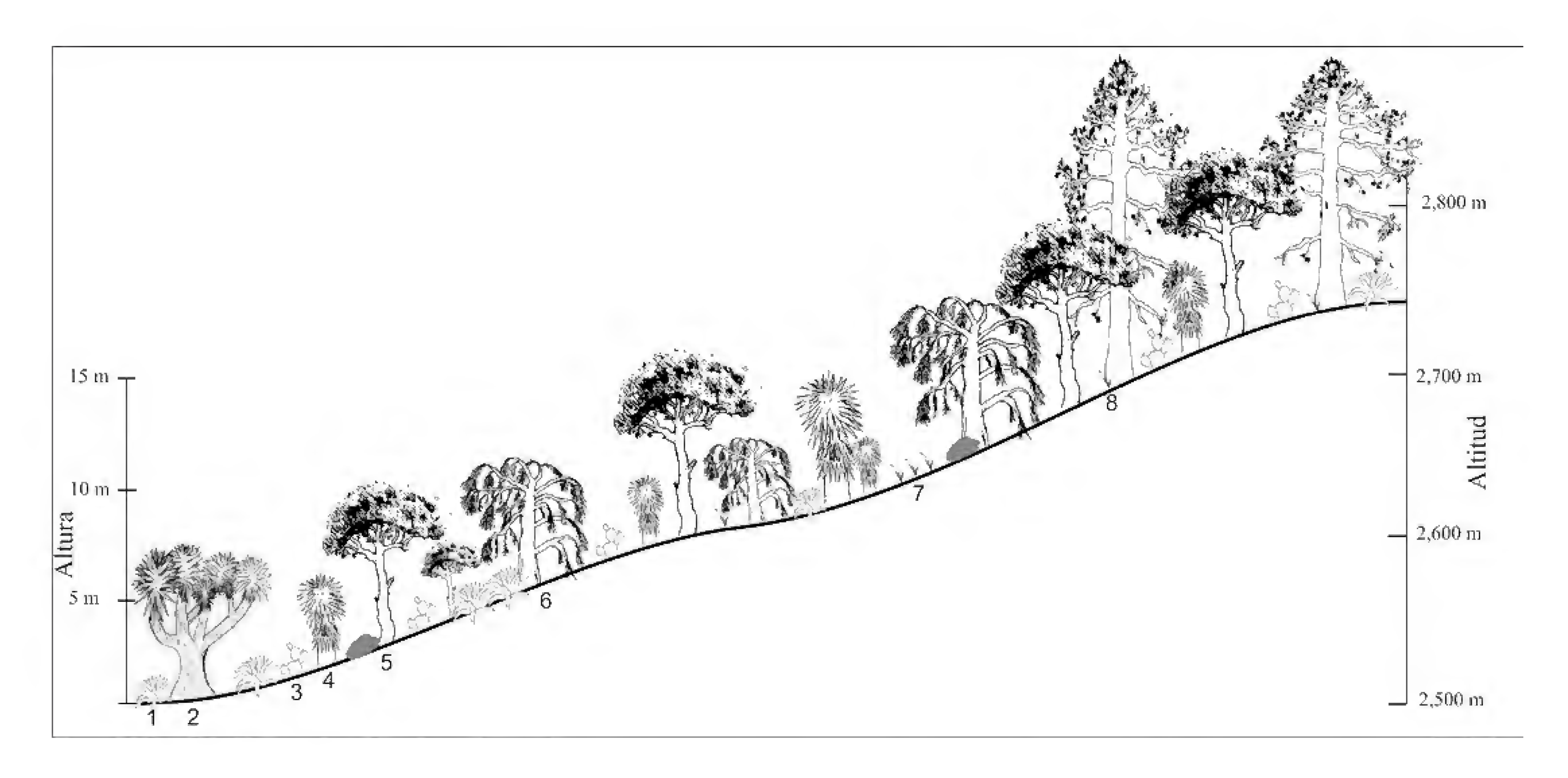


Figura 4. Perfil semirrealista del bosque de Frijol Colorado: 1. *Agave obscura*; 2. *Yucca periculosa*; 3. *Opuntia* sp.; 4. *Nolina parviflora*; 5. *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*; 6. *Juniperus fláccida*; 7. *Muhlenbergia robusta*; 8. *Pinus pseudostrobus*.



FIGURA 5. Perfil semirrealista del bosque de San Sebastián Villanueva: 1. *Quercus crassifolia*; 2. *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*; 3. *Juniperus deppeana*; 4. *Nolina parviflora*; 5. *Agave obscura*; 6. *Pinus pseudostrobus*; 7. *Hechtia rosea*; 8. *Notholaena aurea*; 9. *Muhlenbergia robusta*; 10. *Quercus microphylla*.

TABLA 4. Valores cuantitativos del bosque de Frijol Colorado, Veracruz.

Especie	No. de individuos en 100m^2	Área basal media (cm^2)	Dominancia absoluta (cm^2)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Densidad Relativa (%)	Valor de importancia (VIR)	Rango
Pinus cembroides subsp. *orizabensis*	**5.67**	332.8	**1887.8**	**39.6**	**100**	**45.4**	**60**	**48.3**	I
Juniperus flaccida	1.89	373.8	706.9	14.8	60	27.2	20	20.7	II
Nolina parviflora	1.18	1027.1	1213.6	25.4	30	13.6	12.5	17.2	III
Yucca periculosa	0.71	**1350.8**	957.7	20.1	30	13.6	7.5	13.7	IV

Especies arbóreas ordenadas por rango, de acuerdo con el valor de importancia relativa (VIR).

de complementariedad altos, con respecto a las demás localidades analizadas (Tabla 7), lo que significa que posee pocas especies en común con los bosques de pino piñonero de la Cuenca Oriental, lo cual se había corroborado previamente a partir de los resultados del análisis de agrupamiento y de la ordenación directa.

DISCUSIÓN

Los pinos piñoneros como grupo, se distribuyen en un intervalo altitudinal amplio, que oscila entre 1200 m y 3600 m (Bailey y Hawksworth, 1987), las tres subespecies de *Pinus cembroides* se presentan entre 1600 m y 2700 m, pero *P. cembroides* subsp. *orizabensis* ocupa el piso altitu-



Tabla 5. Valores cuantitativos para el bosque de San Sebastián Villanueva, Puebla.

Especie	No. de individuos en 100m^2	Área basal media (cm^2)	Dominancia absoluta (cm^2)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Densidad Relativa (%)	Valor de importancia (VIR)	Rango
Pinus cembroides subsp. *orizabensis*	**7.27**	335	**2436.8**	**47.6**	**100**	**55.5**	**75**	**59.4**	**I**
Juniperus deppeana	0.73	585.6	425.9	8.3	20	11.1	7.5	8.9	III
Quercus microphylla	0.24	78.5	19	0.3	10	5.5	2.5	2.8	VI
Pinus pseudostrobus	0.73	**2155.3**	1567.6	30.6	30	16.6	7.5	18.2	II
Quercus crassifolia	0.48	862.3	418.1	8.1	10	5.5	5	6.2	IV
Nolina parviflora	0.24	1017.8	246.7	4.8	10	5.5	2.5	4.2	V

Especies arbóreas ordenadas por rango, de acuerdo con el valor de importancia relativa (VIR).

Tabla 6. Resultados del análisis de correspondencia canónica.

Eje	1	2	3
Raíces características	0.551	0.507	0.412
Porcentaje de varianza acumulada	30.1	57.7	80.1
Correlación especies - factores ambientales	1	1	1
Correlación:			
Potencial de hidrogeno	**0.78**	-0.23	0.21
Calcio	**0.9**	-0.22	-0.05
Nitrógeno	**0.84**	-0.02	-0.54
Fosforo	-0.55	**0.8**	-0.07
Hierro	**-0.63**	0.17	-0.33
Potasio	-0.18	0.53	0.47
Arena	-0.16	-0.19	**-0.96**
Limo	0.15	0.21	**0.96**
Arcilla	0.35	-0.21	**0.91**
Altitud	-0.45	**0.85**	-0.23

Tabla 7. Matriz de complementariedad.

Sitio	FC	SMC	EP	TP	SSV	SLP
FC	**55**	0.78	0.77	0.82	0.81	0.94
SMC	20	**54**	0.65	0.81	0.78	0.92
EP	19	26	**46**	0.85	0.81	0.87
TP	16	16	12	**48**	0.73	0.96
SSV	16	18	15	20	**47**	0.89
SLP	6	8	12	4	10	**56**

El número de especies compartidas se indica en la parte inferior izquierda, la riqueza de especies se indica con letra negrita en la diagonal y el porcentaje de complementariedad se encuentra en la diagonal superior derecha.

dinal más alto, entre 2300 m y 2700 m (CABI, 2002). Adicionalmente, el citado taxón tiene la particularidad de ser el pino piñonero que habita más hacia al sur (18°27' N) del continente Americano (Perry, 1991), por lo que las poblaciones de la Cuenca Oriental, junto con la de San Luis del Pino (Puebla), representan el límite sur de la distribución de los pinos piñoneros. Hacia el norte su distribución llega hasta los 42° de latitud, en Idaho, Estados Unidos, lo que constituye una distancia aproximada de 3000 km (Farjon y Styles, 1997; Ríos-Carrasco *et al*., 2008).

La Cuenca Oriental alberga la mayor densidad de poblaciones de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*. En una reconstrucción del paisaje de la región antes de la conquista, Gerez (1983) afirma que todas las serranías esta-

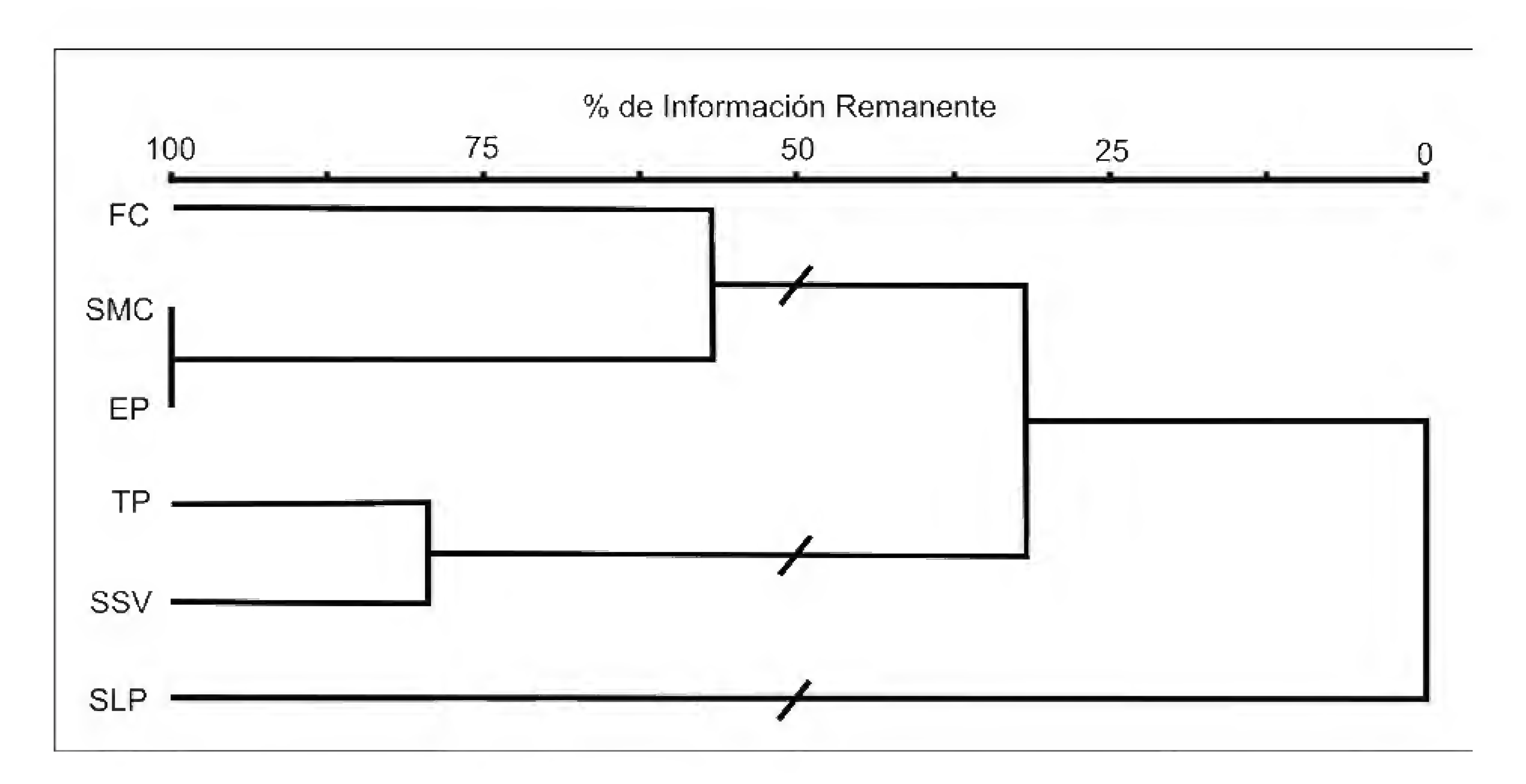


FIGURA 6. Dendrograma que muestra las relaciones jerárquicas de semejanza florística entre las localidades de muestreo.

El significado de las abreviaturas aparece en la descripción de cada localidad en los párrafos previos en el texto.

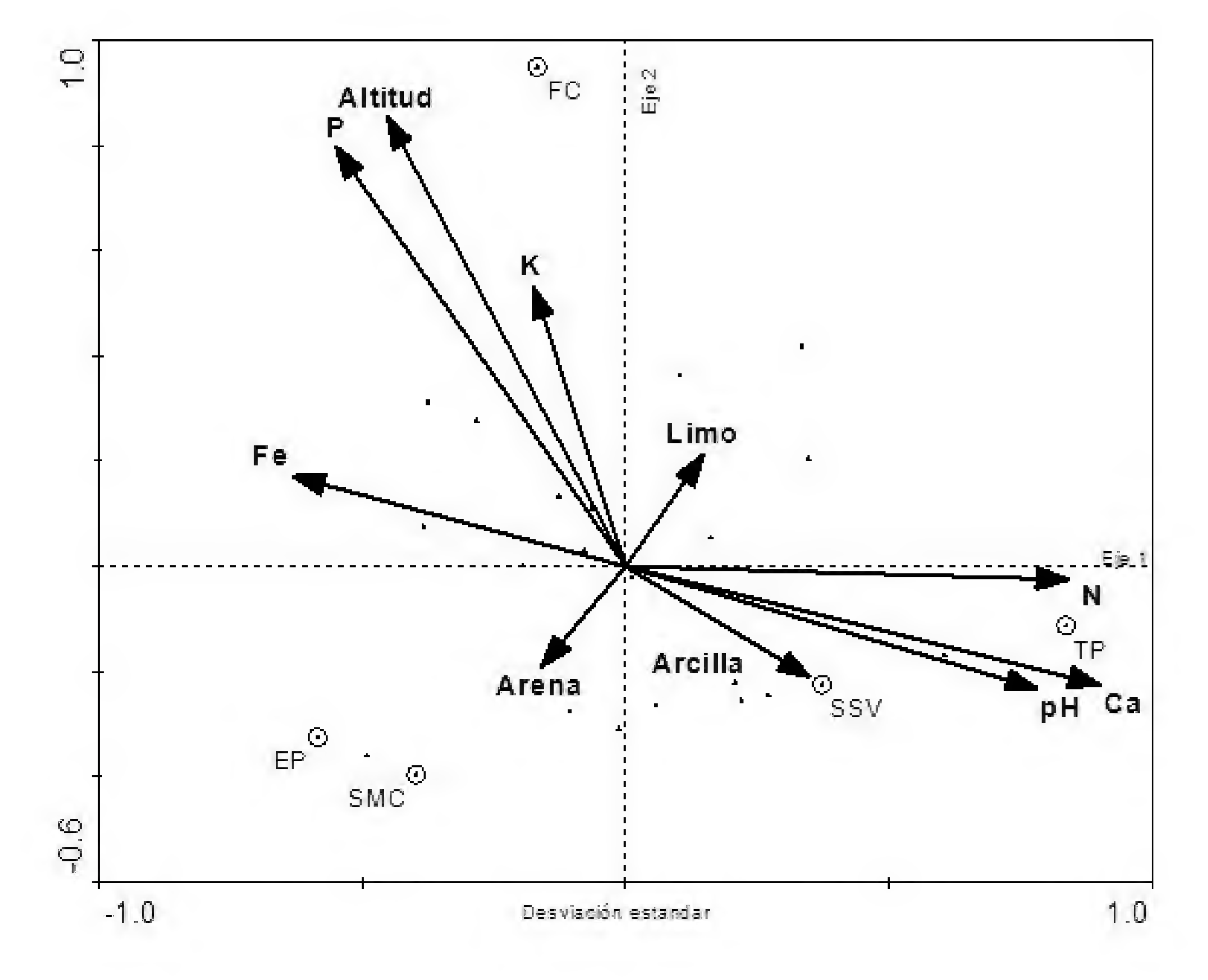
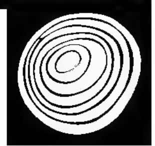


FIGURA 7. Análisis de correspondencia canónica de las cinco localidades con bosque de pino piñonero de la Cuenca Oriental.



ban cubiertas por pinares y bosques de *Abies* hasta el límite de las llanuras. En los cerros calizos y malpaís del interior de la cuenca se desarrollaban los bosques de pino piñonero, yuca y nolina; y en las llanuras existían poblaciones aisladas de pinos piñoneros, sabinos (*Juniperus*) y yucas.

Hoy en día, son escasas las localidades donde se desarrollan poblaciones de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis*, se trata de cerros aislados, separados entre sí por grandes distancias y sin conexión aparente. Se conocen cinco localidades con bosques de pino piñonero en la Cuenca Oriental: Frijol Colorado, El Progreso, Santa María Las Cuevas, San Sebastián Villanueva y Tepeyahualco.

De acuerdo con los resultados del presente estudio, el bosque de *P. cembroides* subsp. *orizabensis* de San Luis del Pino presentó los valores de complementariedad más altos, lo que significa que comparte pocas especies con los bosques ubicados en la Cuenca Oriental. Estas diferencias en la composición de especies pueden estar relacionadas con el conocido fenómeno de decaimiento por la distancia, según el cual las localidades geográficamente más cercanas son en promedio más semejantes entre sí que con las localidades más distantes (Tuomisto *et al*., 2003). Es probable que el extenso intervalo de tiempo en que este bosque ha permanecido aislado, creciendo bajo condiciones ambientales particulares, esté relacionado con las diferencias en su composición florística, con respecto a los bosques de las otras localidades analizadas.

Los bosques de *P. cembroides* subsp. *orizabensis* poseen como parte de su composición florística elementos característicos de los bosques templados, v.gr. *Pinus pseudostrobus*, *Quercus microphylla* y *Quercus crassifolia*; y de los matorrales de la zona árida poblana-veracruzana: v.gr. *Agave gilbeyi*, *A. obscura*, *Nolina parviflora*, *Opuntia* spp. y *Yucca periculosa* (Granados *et al*., 2012). Sin embargo, solo *Nolina parviflora* y *P. cembroides* subsp. *orizabensis* fueron constantes en todas las asociaciones vegetales analizadas.

Los resultados de la ordenación sugieren que las diferencias en la composición florística entre los bosques, se relacionan principalmente con factores edáficos (concentración de Ca, N y P), con el pH y con la altitud. Esta última se considera como una variable ambiental indirecta, estrechamente relacionada con la temperatura y la humedad (Hren *et al*., 2010). En cuanto a los elementos edáficos, el Ca resalta por su importancia en la composición florística de las asociaciones vegetales analizadas, se ha documentado que la cantidad de este elemento está relacionada positivamente con la riqueza de especies de plantas (Närhi *et al*., 2011). Adicionalmente, la concentración de Ca está asociada con la de otros componentes edáficos, como el pH; también se ha sugerido que a mayor concentración de Ca, se incrementa la conductividad eléctrica, lo que facilita a las plantas la absorción de agua y otros nutrientes (Närhi *et al*., 2011).

Con respecto a la textura del suelo, en todas las localidades fue franco arenosa; de acuerdo con Gili *et al*. (2010) este tipo de textura podría estar relacionada con la distribución espacial de los individuos al influir sobre la disponibilidad de nutrientes. En suelos con textura arenosa la disponibilidad de agua es baja por la alta capacidad de filtración, por lo que solo un escaso número de individuos de pocas especies son capaces de sobrevivir en estas condiciones; razón por la cual se suele encontrar una baja densidad de individuos, separados entre sí, como por ejemplo: 10 individuos con forma de vida arbórea por cada 100 m^2 (presente estudio).

Para poder establecerse y sobrevivir en estas condiciones *P. cembroides* subsp. *orizabensis* presenta una estrecha asociación simbiótica con hongos micorrizógenos; se han encontrado tres géneros asociados a sus raíces: *Clitocybe*, *Inocybe* y *Leucopaxillus* (Mohedano-Caballero *et al*., 1999). El hallazgo de estos géneros se restringe a un bosque del estado de Puebla, por lo que es probable que la riqueza potencial de hongos micorrizógenos de los bosques de pino piñonero de toda la Cuenca Oriental sea más elevada.

Las poblaciones endémicas de *P. cembroides* subsp. *orizabensis* se desarrollan bajo condiciones precarias, resultado principalmente de las actividades humanas. Los pastizales inducidos y el avance de la flora xerófila (pasti-

zales naturales e izotales), están disminuyendo la cobertura de los bosques dominados por este taxón; aunado a ello, el pastoreo, las plagas y los incendios inducidos están afectando drásticamente su capacidad de regeneración, pues no permiten el reclutamiento natural (Sánchez *et al.*, 2005). De acuerdo con Carrillo (2009), los juveniles de pino de más de 1.2 m de altura, son capaces de resistir los incendios, pero los brinzales y plántulas de menor tamaño no logran sobrevivir después de estos eventos.

La recolección de las semillas (piñones) por los habitantes de localidades aledañas es excesiva, lo que pone en riesgo la continuidad de los bosques de pino piñonero (Carrillo, 2009). Aunado a lo anterior, la comercialización del piñón por parte de los recolectores se hace en forma desordenada, lo que limita la obtención de beneficios. La principal actividad de los ejidatarios es la agricultura de granos básicos y nopal, la cosecha de piñón es solo complementaria porque los pinos piñoneros no presentan fructificación anual (Hernández *et al.*, 2011).

Los piñones son semillas muy apreciadas en repostería y confitería, que alcanzan gran valor en el mercado por la irregularidad con que se presentan los años semilleros (Sánchez *et al.*, 2005), por el costo de almacenar las semillas en temporadas en que no hay producción, por el costo de selección y por el proceso manual de extracción de la semilla. Sin embargo los ejidatarios solo reciben 22.12% del precio que paga el consumidor final, el intermediario es quien obtiene las ganancias más altas (Hernández *et al.*, 2011).

Conclusiones

En general los bosques de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* en condiciones "normales" o de escasa a moderada perturbación, alcanzan su madurez sobre suelos de origen volcánico, principalmente de roca ígnea extrusiva básica; de tipo feozem, cambisoles o andosoles; con presencia de materiales sueltos. La textura es franco arenosa (60% arena, 35% limo y 5% arcilla) y el pH neutro o ligeramente básico (pH 7-8). El régimen climático típico en donde se desarrolla esta asociación vegetal varía de templado sub-húmedo a semi-seco templado, y el intervalo de altitud fluctúa entre 2300 m y 2700 m, lo que representa la altitud máxima de distribución registrada para el complejo de subespecies de *Pinus cembroides* (CABI, 2002).

Las principales asociaciones vegetales identificadas fueron Piñón-*Nolina*, Piñón-*Juniperus* y Piñón-*Pinus pseudostrobus*. Las diferencias en composición florística entre las cinco localidades analizadas se relaciona principalmente con cambios en la concentración de Ca y N.

Referencias

Bailey, D. y F. Hawksworth. 1987. Phytogeography and taxonomy of the pinyon pines (Subsect. Cembroides). *In*: M. Passini, D. Cibrian y T. Eguiluz, eds. II Simposio Nacional sobre Pinos Piñoneros. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. p:41-64.

CABI. 2002. Pines of silvicultural importance. Cab Intenational. Inglaterra. 535 p.

Carrillo, J. 2009. Estructura y regeneración de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* D.K. Bailey en Santa María las Cuevas, Tlaxcala. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Texcoco, Estado de México. 64 p.

Cottam, G. y J. Curtis. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 32(2):172-229.

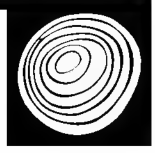
Cuenca, A., A. Escalante y D. Piñero. 2003. Long-distance colonization, isolation by distance and historical demography in a relictual mexican pinyon pine (*Pinus nelsonii* Shaw) as revealed by paternally inherited genetic markers (CPSSRS). *Molecular Ecology* 12(8):2087-2097.

Dajoz, R. 2002. Tratado de Ecología. Mundi-Prensa. 2a edición. Madrid. España. 600 p.

Farjon, A. y B. Styles. 1997. *Pinus* (pinaceae). Flora Neotropica Monograph 75. The New York Botanical Garden. Bronx, Nueva York. 291 p.

García, E. y Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Climas (clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.

Gerez, P. 1983. Crónica del uso de los recursos naturales en la cuenca de Perote-Libres. *In*: A. D. Golberg, ed. El cofre de Perote; investigaciones ecológicas en un área conflictiva.



Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, Veracruz, México. p:11-16.

Gernandt, D. y J. Pérez-de la Rosa. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:126-133.

Gili, A., R. Trucco, S. Niveyro, M. Balzarini, D. Estelrich, A. Quiroga y E. Noellemeyer. 2010. Soil texture and carbon dynamics in savannah vegetation patches of central Argentina. *Soil Science society of America Journal* 74(2):647-657.

Granados, D., M.A. Hernández y G. López. 2012. Ecología de los desiertos del mundo. Primera edición. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco. México. 503 p.

Hernández, M., J. Islas y V. Guerra. 2011. Márgenes de comercialización del piñón (*Pinus cembroides* subesp. *orizabensis*) en Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 2(2):265-279.

Hren, T., M. Pagani, D. Erwin y M. Brandon. 2010. Biomarker reconstruction of the early eocene aleotopography and paleoclimate of the northern Sierra Nevada. *Geology* 38(1):7-10.

Inifap (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias) - Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1995. 'Edafología'. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México.

IPNI. 2010. Plant name project. The Royal Botanic Gardens, Kew, The Harvard University Herbaria, and the Australian National Herbarium. http://www.ipni.org/index.html.

Little, E. 1987. Los pinos piñoneros de los Estados Unidos: su pasado y futuro. *In*: M. Passini, D. Cibrian y T. Eguiluz. II Simposio Nacional sobre Pinos Piñoneros. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. p:21-28.

Luna-Cavazos, M., A. Romero-Manzanares y E. García-Moya. 2008. afinidades de la flora genérica de piñonares del norte y centro de México: un análisis fenético. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:449-458.

McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 p.

Mohedano-Caballero, L., M. Cetina-Alcalá, G. Vera-Castillo y R. Ferrera-Cerrato. 1999. Micorrización y poda aérea en la calidad de planta de pino piñonero en invernadero. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 5(2):141-148.

Mueller-Dombois, D., y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Willer and Sons. New York. 547 p.

Närhi, P., M. Middleton, N. Gustavsson, E. Hyvönen, M. Sutinen y R. Sutinen. 2011. Importance of soil calcium for composition of understory vegetation in boreal forests of finnish lapland. *Biogeochemistry* 102:239-249.

Perry, J. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Estados Unidos. 231 p.

Poulos, H. y G. Berlyn. 2007. Variability in needle morphology and water status of *Pinus cembroides* across an elevational gradient in the Davis mountains of west Texas, USA. *Journal of Torrey Botanical Society* 134(2):281-288.

Remmert, H. 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems. Springer. Berlin. 21 p

Richards, P. 1952. The tropical rain forest an ecological study. Cambridge University Press. Cambridge. 450 p.

Richardson, D. 1998. Ecology and biogeography or P*inus*. Cambridge University Press. Cambridge. 527 p.

Ríos-Carrasco, E. de los, R. de Hoogh y J. J. Návar-Cháidez. 2008. Ensayos de especies con pinos piñoneros en el nordeste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):97-104.

Rocha, R., L. Chávez, R. Ramírez y O. Cházaro. 2006. Comunidades: Métodos de estudio. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, Estado de México. 256 p.

Sánchez-González, A. y L. López-Mata. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la sierra nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie botánica* 74(1):47-71.

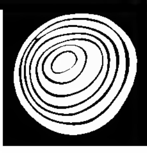
Sánchez, V., M. Nieto y L. Mendizábal. 2005. Producción de semillas de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* D.K. Bailey de Altzayanca, Tlaxcala, México. *Foresta Veracruzana* 7(1):15-20.

Ter Braak, F. y P. Smilauer. 1998. Canoco reference manual and user's guide to canoco for windows – software for canonical community ordination (versión 4). Microcomputer Power, Ithaca, Nueva York. 352 p.

Tuomisto, H., K. Ruokolainen y M. Yli-Halla. 2003. Dispersal, environmental, and floristic variation of western amazonian forests. *Science* 299:241-244.

Manuscrito recibido el 10 de octubre de 2013.
Aceptado el 30 de enero de 2015.

Este documento se debe citar como:
Granados V., R.L., D. Granados S. y A. Sánchez-González. 2015. Caracterización y ordenación de los bosques de pino piñonero (*Pinus cembroides* subsp. orizabensis) de la Cuenca Oriental (Puebla, Tlaxcala y Veracruz). *Madera y Bosques* 21(2):23-43.

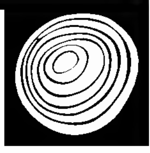


Apéndice

Apéndice I. Composición florística de los bosques de *Pinus cembroides* subsp. *orizabensis* de la Cuenca Oriental. SMC; Santa María Las Cuevas, TP; Tepeyahualco, EP; El Progreso, FC; Frijol colorado, SSV, San Sebastián Villanueva, SLP; San Luis del Pino.

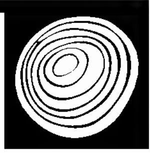
Familia	Especie	SMC	TP	EP	FC	SSV	SLP
Leguminoseae	*Acacia* sp. Mill.	1	0	0	0	1	0
Euphorbiaceae	*Acalypha brevicaulis* Müll.Arg	0	0	0	0	0	1
Rhamnaceae	*Adolphia infesta* Meisn.	1	0	0	0	0	0
Poaceae	*Aegopogon cenchroides* Humb. & Bonpl. ex Willd.	0	0	0	1	0	0
Scrophulariaceae	*Agalinis* sp.	0	0	0	0	0	1
Agavaceae	*Agave obscura* Schiede	1	1	1	1	0	0
Agavaceae	*Agave applanata* Lem. ex Jacobi	1	1	0	0	1	0
Agavaceae	*Agave gilbeyi* Haage & Schmid ex Regel	1	0	1	0	0	0
Rosaceae	*Amelanchier denticulata* (Kunth) K.Koch	0	0	0	0	1	1
Viscaceae	*Arceuthobium pendens* Hawksw. & Wiens	0	1	0	1	0	0
Ericaceae	*Arctostaphylos polifolia* Kunth	0	0	0	0	0	1
Ericaceae	*Arctostaphylos pungens* Kunth	0	0	0	1	0	0
Caryophyllaceae	*Arenaria lycopodioides* Wiild ex Schltdl.	0	1	0	0	0	1
Papaveraceae	*Argemone arida* Rose	0	0	0	1	0	0
Poaceae	*Aristida divaricata* J.Jacq.	0	1	0	0	0	0
Aspleniaceae	*Asplenium* sp.	0	0	0	0	1	0
Fabaceae	*Astragalus helleri* Fenzl	0	1	1	0	1	0
Fabaceae	*Astragalus micranthus* Desv.	0	0	0	0	0	1
Fabaceae	*Astragalus mollissimus* Torr.	0	1	0	0	0	0
Asteraceae	*Bahia pringlei* Greenm.	1	0	1	0	0	0
Asteraceae	*Bahia xylopoda* Greenm.	0	0	1	0	0	0
Berberidaceae	*Berberis pallida* Hartw. Ex Benth.	0	0	0	1	0	0
Asteraceae	*Bidens pilosa* L.	1	0	0	0	0	0
Asteraceae	*Bidens ferulifolia* (Jacq.) Sweet	0	0	0	1	0	0
Poaceae	*Bouteloua curtipendula* Torr.	1	1	0	0	0	0
Poaceae	*Bouteloua hirsuta* Lag.	1	0	0	0	0	0
Poaceae	*Bouteloua triaena* Scribn.	0	0	0	0	0	1
Rubiaceae	*Bouvardia ternifolia* Schltdl.	1	1	1	1	1	1
Rubiaceae	*Bouvardia villosa* Standl.	0	0	0	0	0	1
Rubiaceae	*Bouvardia chrysantha* Mart	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Brickellia veronicifolia* (Kunth) A.Gray	1	0	1	0	0	1
Cyperaceae	*Carex schiedeana* Kunze	0	0	0	0	0	1

Familia	Especie	SMC	TP	EP	FC	SSV	SLP
Scrophulariaceae	*Castilleja canescens* Benth.	0	0	1	0	1	0
Scrophulariaceae	*Castilleja tenuiflora* Benth.	1	1	0	1	1	0
Scrophulariaceae	*Castilleja tenuifolia* M.Martens & Galeotti	1	0	0	0	0	0
Rhamnaceae	*Ceanothus greggii* A.Gray	0	0	0	0	0	1
Adiantaceae	*Cheilanthes bonariensis* Willd	0	1	0	1	0	0
Adiantaceae	*Cheilanthes microphylla* Sw.	1	0	1	0	0	1
Adiantaceae	*Cheilanthes eatonii* Baker	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Chrysactinia mexicana* A.Gray	0	1	0	0	1	0
Commelinaceae	*Commelina diffusa* Burm.f.	0	0	0	0	0	1
Commelinaceae	*Commelina erecta* L.	0	0	0	1	0	0
Fabaceae	*Crotalaria* sp.	0	0	0	0	1	0
Euphorbiaceae	*Croton ciliatoglandulifer* Ortega	0	1	0	0	0	0
Euphorbiaceae	*Croton dioicus* Sessé & Moc.	1	1	0	0	0	0
Rubiaceae	*Crusea diversifolia* (Kunth) W.R.Anderson	0	0	1	1	0	0
Cupressaceae	*Cupressus benthamii* Endl.	0	0	0	1	0	0
Leguminoseae	*Dalea bicolor* Humb. & Bonpl.	0	0	1	1	0	1
Leguminoseae	*Dalea diffusa* Moric.	1	0	0	0	0	0
Dracaenaceae	*Dasylirion acrotrichum* Zucc.	1	1	1	0	1	0
Poaceae	*Distichlis spicata* Kuntze	0	0	0	0	0	1
Sapindaceae	*Dodonaea viscosa* Jacq.	0	0	0	0	0	1
Apiaceae	*Donnellsmithia* sp.	0	0	1	0	0	0
Caryophyllaceae	*Drymaria villosa* Cham. & Schltdl.	1	0	1	0	0	0
Asteraceae	*Dyssodia papposa* (Vent.) Hitchc.	1	0	0	0	0	0
Crassulaceae	*Echeveria coccinea* DC.	0	0	0	0	1	1
Crassulaceae	*Echeveria mucronata* Schltdl.	0	0	0	0	1	1
Asteraceae	*Erigeron pubescens* Kunth	0	0	1	0	0	0
Geraniaceae	*Erodium cicutarium* L'Hér. ex Ait.	0	1	0	0	0	0
Asteraceae	*Eupatorium petiolare* ex DC.	0	0	0	0	1	0
Asteraceae	*Eupatorium calaminthifolium* Kunth	0	0	1	0	1	0
Asteraceae	*Eupatorium calophyllum* B.L.Rob	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Eupatorium spinaciifolium* A.Gray	0	0	1	0	0	0
Euphorbiaceae	*Euphorbia dentata* Michx.	0	0	0	1	0	0
Euphorbiaceae	*Euphorbia* sp.	0	0	0	1	0	0
Legumioseae	*Eysenhardtia polystachya* Sarg.	0	0	0	0	1	1
Asteraceae	*Galinsoga parviflora* Cav.	0	0	0	1	0	0
Rubiaceae	*Galium uncinulatum* DC.	0	0	0	1	0	0
Rubiaceae	*Galium aschenbornii* S.Schauer	0	0	0	0	1	0



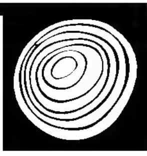
Familia	Especie	SMC	TP	EP	FC	SSV	SLP
Rubiaceae	*Galium hypadenium* S.Schauer	1	0	0	0	0	0
Garryaceae	*Garrya ovata* Benth.	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Gnaphalium wrightii* A.Gray	0	0	0	1	0	0
Asteraceae	*Gymnosperma glutinosa* Less.	0	0	1	1	1	1
Asteraceae	*Haplopappus venetus* S.F.Blake	1	0	0	0	0	0
Bromeliaceae	*Hechtia roseana* L.B.Sm.	0	1	1	0	1	0
Lamiaceae	*Hedeoma costata* Hemsl.	0	0	0	0	0	1
Cistaceae	*Helianthemum glomeratum* Lag.	0	0	1	0	0	0
Asteraceae	*Heterosperma pinnatum* Cav.	0	0	0	1	0	0
Convolvulaceae	*Ipomea stans* Cav.	0	1	0	1	0	0
Convolvulaceae	*Ipomoea tyrianthina* Lindl.	0	0	0	0	0	1
Cupressaceae	*Juniperus deppeana* Steud.	1	1	1	1	0	0
Cupressaceae	*Juniperus flaccida* Schltdl.	0	0	0	1	1	0
Krameriaceae	*Krameria cytisoides* Cav.	0	0	0	0	0	1
Verbenaceae	*Lantana velutina* M.Martens & Galeotti	0	0	0	1	1	0
Polemoniaceae	*Loeselia mexicana* Brand	0	0	0	0	1	0
Polemoniaceae	*Loeselia coerulea* G.Don	1	0	1	1	1	0
Poaceae	*Lycurus phleoides* Kunth	1	0	0	0	1	1
Cactaceae	*Mammilaria* sp.	0	0	0	1	0	0
Cactaceae	*Mammillaria elegans* DC.	0	1	0	0	0	0
Cactaceae	*Mammillaria magnimamma* Haw.	1	0	0	0	0	0
Cactaceae	*Mammillaria rhodantha* Link & Otto	1	1	0	0	0	0
Loasaceae	*Mentzelia hispida* Willd.	0	1	0	0	0	0
Alliaceae	*Milla biflora* Cav.	0	0	0	0	1	0
Mimosaceae	*Mimosa aculeaticarpa* Ortega	0	0	0	0	0	1
Leguminosae	*Mimosa* sp.	1	0	0	0	0	0
Leguminosae	*Mimosa biuncifera* Benth.	0	1	0	0	1	0
Poaceae	*Muhlenbergia nigra* Hitchc.	0	0	1	0	0	0
Poaceae	*Muhlenbergia acuminata* Vasey	1	0	0	0	0	0
Poaceae	*Muhlenbergia capillaris* Trin.	1	0	0	1	1	0
Poaceae	*Muhlenbergia firma* Beal	1	0	0	0	0	0
Poaceae	*Muhlenbergia implicata* Trin.	0	1	0	0	0	0
Poaceae	*Muhlenbergia macroura* Hitchc.	1	0	1	0	0	0
Poaceae	*Muhlenbergia quadridentata* Trin.	0	1	0	0	1	0
Poaceae	*Muhlenbergia robusta* (E.Fourn.) Hitchc.	1	1	1	1	1	0
Solanaceae	*Nicotiana glauca* Graham	0	0	1	0	0	0
Dracaenaceae	*Nolina parviflora* Hemsl.	1	1	1	1	1	0

Familia	Especie	SMC	TP	EP	FC	SSV	SLP
Adiantaceae	*Notholaena aurea* (Poir.) Desv.	1	0	1	1	1	0
Cactaceae	*Opuntia robusta* Wendl	0	1	0	0	0	0
Cactaceae	*Opuntia* sp.	1	0	1	1	0	0
Cactaceae	*Opuntia streptacantha* Lem.	0	1	0	0	0	0
Cactaceae	*Opuntia spinulifera* Salm-Dyck	1	0	0	0	1	0
Illecebraceae	*Paranochyia mexicana* Hensl.	0	0	0	1	0	0
Adiantaceae	*Pellaea pulchella* (M.Martens & Galeotti) Fée	0	0	0	1	0	0
Adiantaceae	*Pellaea ternifolia* (Cav.) Link	1	0	1	0	0	0
Asteraceae	*Perymenium discolor* Schrad.	0	0	0	0	0	1
Pinaceae	*Pinus pseudostrobus* Lindl.	1	0	0	1	0	0
Pinaceae	*Pinus cembroides subsp. orizabensis* D.K. Bailey	1	1	1	1	1	1
Poaceae	*Piptochaetium fimbriatum* (Kunth) Hitchc.	1	0	0	1	0	0
Asteraceae	*Piqueria trinervia* Cav.	0	1	0	0	0	0
Leguminosae	*Pithecellobium elachistophyllum* A.Gray ex S.Watson	0	0	0	0	0	1
Polygalaceae	*Polygala barbeyana* Chodat	0	0	1	0	0	1
Polypodiaceae	*Polypodium thyssanolepis* A.Braun	1	0	1	1	0	1
Fagaceae	*Quercus castanea* Née	0	0	0	0	0	1
Fagaceae	*Quercus crassifolia* Humb. & Bonpl.	0	0	1	0	0	0
Fagaceae	*Quercus edulis* Makino	0	0	0	0	0	1
Fagaceae	*Quercus microphylla* Née	1	0	1	0	0	1
Fagaceae	*Quercus rugosa* Née	0	1	0	1	1	0
Fagaceae	*Quercus* sp.	0	0	0	0	0	1
Fagaceae	*Quercus grisea* Liebm.	0	1	0	1	0	0
Fagaceae	*Quercus laurina* Liebm. ex DC.	0	0	0	0	1	0
Brassicaceae	*Raphanus raphanistrum* Cav.	0	1	0	0	0	0
Resedaceae	*Reseda luteola* L.	0	0	0	1	0	0
Anacardiaceae	*Rhus mollis* E.Mey.	0	0	0	0	0	1
Anacardiaceae	*Rhus schiedeana* Schltdl.	0	0	0	0	0	1
Anacardiaceae	*Rhus virens* Lindheim. ex A.Gray	0	0	0	0	0	1
Lamiaceae	*Salvia* sp.	0	0	0	1	1	0
Lamiaceae	*Salvia ballotiflora* Benth.	0	0	0	0	0	1
Lamiaceae	*Salvia greggii* A.Gray	1	0	0	0	0	0
Lamiaceae	*Salvia laevis* Benth.	0	0	1	0	0	1
Lamiaceae	*Salvia microphylla* Sessé & Moc.	1	0	1	0	0	0
Lamiaceae	*Salvia polystachya* Ortega	0	0	0	1	0	0
lamiaceae	*Satureja mexicana* Benth	0	0	0	0	0	1
Crassulaceae	*Sedum bourgaei* Hemsl.	0	0	1	0	0	0



Familia	Especie	SMC	TP	EP	FC	SSV	SLP
Crassulaceae	*Sedum moranense* Kunth	0	0	1	0	0	1
Selagenellaceae	*Selaginella cuspidata* Spring	0	0	0	1	0	0
Selagenellaceae	*Selaginella* sp.	1	0	0	0	0	0
Asteraceae	*Senecio* sp.	0	0	0	0	0	1
Poaceae	*Setaria geniculata* Beauverd	0	0	0	1	1	0
Iridaceae	*Sisyrinchium angustifolium* Phil.	0	1	0	0	0	0
Solanaceae	*Solanum rostratum* Dunal	0	1	0	0	1	0
Solanaceae	*Solanum tuberosum* L.	0	0	0	1	0	0
Caryophyllaceae	*Stellaria ovata* Willd. ex Schltdl.	0	0	0	1	0	0
Asteraceae	*Stevia elatior* Kunth	0	1	0	0	1	0
Asteraceae	*Stevia jorullensis* Kunth	0	0	1	0	0	0
Asteraceae	*Stevia pilosa* Lag.	0	1	0	0	0	0
Asteraceae	*Stevia salicifolia* Cav.	1	0	1	1	0	0
Asteraceae	*Stevia serrata* Cav.	0	1	0	0	0	0
Asteraceae	*Stevia* sp.	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Stevia lucida* var. *bipontini* B.L.Rob.	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Stevia ovata* Willd.	1	0	0	0	0	0
Poaceae	*Stipa ichu* Kunth	1	1	1	1	0	0
Poaceae	*Stipa tenuissima* Trin.	1	1	0	0	1	0
Loranthaceae	*Struthanthus quercicola* Blume	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Tagetes coronopifolia* Willd.	0	1	0	0	1	0
Asteraceae	*Tagetes lunulata* Ortega	1	0	1	1	0	0
Asteraceae	*Tagetes stenophylla* B.L.Rob.	0	0	0	1	0	0
Bromeliaceae	*Tillandsia recurvata* Baker	1	1	1	1	1	0
Bromeliaceae	*Tillandsia usneoides* L.	1	1	1	1	1	1
Bromeliaceae	*Tillandsia erubescens* H.Wendl.	0	1	0	1	0	0
Bromeliaceae	*Tillandsia macdougallii* L.B.Sm.	1	0	0	0	0	0
Commelinaceae	*Tradescantia crassifolia* Cav.	0	0	0	0	0	1
Commelinaceae	*Tradescantia* sp.	0	0	0	0	0	1
Asteraceae	*Tridax coronopifolia* Hemsl.	1	0	0	0	1	0
Verbenaceae	*Verbena ciliata* Benth.	0	1	0	0	0	0
Verbenaceae	*Verbena menthaefolia* Benth	0	0	0	0	0	1
Verbenaceae	*Verbena bipinnatifida* Schauer	0	1	0	0	1	0
Rosaceae	*Xerospiraea parvifolia* (Rydb.) Henrickson	0	0	0	0	0	1
Agavaceae	*Yucca periculosa* Baker	1	1	1	1	0	0
Asteraceae	*Zexmenia lantanifolia* Sch.Bip.	0	0	0	0	1	0

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 45-58** Verano **2015**



Evaluación forestal y de combustibles en bosques de *Pinus hartwegii* en el Estado de México según densidades de cobertura y vulnerabilidad a incendios

Forest and forest fuels evaluation in *Pinus hartwegii* forests of the State of Mexico, in relation to cover densities and fire vulnerability

Mario Fermin Castañeda Rojas[1], Angel Rolando Endara Agramont[1], María de Lourdes Villers Ruiz[2] y Eufemio Gabino Nava Bernal[1]

[1] Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR). Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx). Estado de México. México. castaneda.mariof@gmail.com; arendaraa@uaemex.mx; gnavab@uaemex.mx.

[2] Centro de Ciencias de la Atmósfera. Universidad Autónoma de México (UNAM). México, D.F. México. villers@atmosfera.unam.mx.

Resumen

En el presente estudio se hace una evaluación forestal asociada a la cantidad y calidad de combustibles muertos en bosques de *P. hartwegii* para señalar condiciones de vulnerabilidad y propensión a incendios. Con interpretación de imágenes de satélite multiespectrales del 2010, se determinaron tres densidades de cobertura para 23 685 ha de bosque de *P. hartwegii* del Estado de México. Se realizó un inventario forestal, presencia de actividad humana, carga de combustibles y parámetros físicos en 30 sitios de muestreo de 1000 m^2. La estimación de la cantidad y tipo de combustible se realizó bajo la técnica de intersecciones planares. Se calculó el área basal, biomasa forestal y la estructura vertical, por sitio y clase de cobertura. Los resultados señalan que existen diferencias entre las tres categorías relativas a densidad arbórea (ind ha^{-1}) área basal (m^2) y cantidad de biomasa (t ha^{-1}) así como de la estructura vertical de los bosques. Se presenta mayor cantidad de combustibles en los bosques fragmentados con 33.81 t ha^{-1}, principalmente de clases diamétricas grandes (de 2.5 cm a 7.5 cm, así como ≥ 7.5 cm de diámetro); donde el fuego reside más tiempo en momentos de una conflagración. Las actividades antrópicas desarrolladas en estas áreas desencadenaron esta situación, que se presenta como un riesgo que debe ser atendido en la zona. La metodología empleada es propicia para el análisis de grandes áreas forestales, permitiendo determinar las características del entorno vivo y del combustible muerto, brindando elementos útiles para declarar áreas vulnerables a incendios en el marco de un Programa de Manejo Integral del Fuego.

Palabras clave: áreas vulnerables a incendios, bosque de alta montaña, combustibles forestales, Manejo Integral del Fuego, riesgo de incendios.

Abstract

A forest evaluation in relation to dead wood fuel materials quantity and quality in *Pinus hartwegii* forests was made, in order to show vulnerability conditions and fire propensity. Based on a multispectral satellite images (2010) interpretation, 23,685 ha of *P. hartwegii* forest in the State of Mexico were grouped in three forest cover classes. A forest inventory, human activity presence, forest fuels and physical parameters measurements were carried out in 30 circular plots of 1,000 m^2. Forest fuels quantity and types were assessed following a planar intersect method. Basal area, forest biomass and vertical structure were also measured per site and cover class. The results show differences between the three categories concerning, tree densities coverage (ind ha^{-1}) basal area (m^2) and amount of biomass (t ha^{-1}) as well as the vertical structure of forests. Higher quantity of forest fuels occurs in fragmented forests (33.81 t ha^{-1}), of high diameter classes mainly (from 2.5 cm to 7.5 cm, and ≥ 7.5 cm diameter), where fire resides longer in times of a conflagration. Human activities in these areas trigger this situation, a risk that has to be addressed in the area. The application of this methodology could be used in bigger areas of any other forest ecosystem, allowing the determination of the living environment and vulnerability areas, providing useful elements for Integrated Fire Management (IFM) programs.

Key words: fire vulnerability, high mountain forest, forest fuels, Integrated Fire Management, fire risk.

Introducción

El Estado de México cuenta con 740 980.97 ha de bosque, las cuales representan 33.19% del total de la superficie de la entidad (Nava *et al.,* 2009). Los bosques de alta montaña, están representados por la especie *Pinus hartwegii*, encontrándose a partir de los 3500 m snm (Endara *et al.*, 2013). Estos bosques establecen el límite de la vegetación arbórea de México y son desplazados por zacatonales entre los 3000 m y los 4000 m snm, por los incendios y pastoreo (Rzedowski, 1978).

Estas zonas son objeto de la presencia recurrente de incendios forestales (Madrigal, 1992; Villers *et al.,* 1998; Encina *et al*., 2008) provocados en 80% por el hombre (Probosque, 2012), en donde las actividades forestales, las quemas continuas con el objeto de inducir el renuevo del pasto para el ganado y la cantidad de combustibles son los principales factores que hacen a un bosque vulnerable a quemarse (Castañeda, 2013).

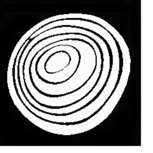
Aún cuando se reconoce que el fuego es un elemento importante para la repoblación del *Pinus hartwegii* (Sarukhán y Franco, 1981, Rodríguez-Trejo, 2001), la acumulación natural de combustible, la actividad antrópica y la frecuencia de fuego en estos bosques, afecta a una gran cantidad de plántulas y brinzales, pues se ha comprobado que el elevado contenido de resinas y aceites esenciales que presentan los hacen altamente inflamables y son más sensibles en etapas tempranas de desarrollo, donde la corteza no es lo suficientemente gruesa para protegerlos del fuego (Vélez, 2009). Las cargas de combustibles varían en función de la etapa sucesional del bosque, de su altitud y tipo y nivel de disturbio presente (Rodríguez-Trejo, 2001).

La caracterización forestal en términos de densidad del arbolado y la cantidad de biomasa (Louman *et al.,* 2001; Fragoso, 2003; Rojas y Villers, 2008; Endara *et al.,* 2012) permiten conocer de manera puntual la estructura del bosque en el proceso de fragmentación (Veblen, 1992; Aguirre *et al*., 2003; Endara *et al.,* 2013). Asimismo la cuantificación de combustibles muertos, que incluye troncos derribados, árboles muertos en pie, restos de ramas, ramillas, hojas, que se encuentran sobre el suelo, aunado al desarrollo de actividades antrópicas sobre estas áreas, permiten caracterizar la carga de combustible, esto es, la cantidad y calidad del material susceptible a que se incendien y establecer un cierto régimen y comportamiento del fuego (Chandler *et al*., 1983; Flores y Benavides, 1994; Rodríguez-Trejo, 1994; 1996; Pyne *et al*., 1996; Cenapred, 2001; Arnaldos *et al*., 2004; Morfín *et al*., 2012; Castañeda, 2013).

Conforme el combustible muerto y disponible sobre el suelo es más grande, perderá o ganará humedad más lentamente; es decir, tendrá un mayor tiempo de retardo para que su humedad se estabilice con la humedad del ambiente. De esta manera, se tienen combustibles según tiempos de retardo de 1 h, 10 h, 100 h y 1000 h, cuyos diámetros varían de 0 cm a 0.6 cm, 0.61 cm a 2.5 cm, 2.51 cm a 7.5 cm y ≥ 7.5 cm, respectivamente (Fosberg, 1970; Brown, 1974; Sánchez y Zerecero, 1983; Alvarado, 1986; Villers *et al*., 2006; Flores *et al*., 2008). La evaluación y clasificación de estos combustibles son usadas entre otras cosas, para modelar el comportamiento del fuego (Deeming y Brown, 1975; Flores, 2001; Villers y López, 2004; Orozco, 2008).

Los combustibles finos clasificados como de 1 h y 10 h, son materiales que pierden humedad rápidamente y están disponibles a incendiarse en un periodo muy breve después de lluvia y en su totalidad durante la temporada de seca anual. Los más gruesos de 100 h y 1 000 h, se incorporan al combustible fino tras un periodo de sequía largo o en un incendio en el que se generen grandes cantidades de calor, asimismo, por su diámetro mayor permanecerán ardiendo más tiempo que los combustibles finos (Vélez, 2009), por lo tanto, las cargas totales de combustibles relativamente bajas, pueden hacer suponer erróneamente un moderado comportamiento del fuego si no se considera la composición según las categorías (Rodríguez-Trejo, 2001).

Por otro lado, la hojarasca es el componente que arde con mayor prontitud y dispersa el fuego en los incendios superficiales (Arnaldos *et al*., 2004; Pyne *et al*., 1996). La combinación entre combustibles forestales, el oxígeno presente en la atmósfera y las fuentes de ignición hacen



prácticamente cualquier lugar del planeta con vegetación, vulnerable a incendiarse, cuando existan condiciones de estado del tiempo suficientemente secas (Pyne *et al.*, 1996; Van Wagtendonk, 2006; Morfín *et al.*, 2012).

La caracterización del complejo de combustibles en los ecosistemas forestales es un aspecto fundamental para el manejo integral del fuego mediante acciones preventivas, sistema de alerta temprana, evaluación de los efectos de incendios y quemas prescritas. Asimismo, estas evaluaciones están muy relacionadas con estudios sobre la calidad del aire, la dinámica del carbono a través de inventarios y estimaciones de almacenes, captura y emisiones de gases de efecto de invernadero (Seiler y Crutzen 1980; Cordero *et al.*, 2002; Sandberg *et al.*, 2002; Ottmar *et al.*, 2007; Villers *et al.*, 2013).

El uso de imágenes satelitales aunado a las técnicas de interpretación visual utilizando Sistemas de Información Geográfica es de gran ayuda, para definir densidades de cobertura en los ecosistemas forestales, conjugados con la validación en campo (Villers *et al.*, 1995; Villers y López 1996; Regíl 2005; Franco *et al.*, 2006). Estas herramientas cada vez más precisas, son adecuadas no solo para caracterizar de manera básica las condiciones de grandes áreas forestales, sino también para integrar información y particularizar distintos aspectos ecológicos y de perturbación (Villers *et al.*, 1998; Endara 2007; 2010; Endara *et al.*, 2012).

Objetivo

Determinar diferencias estructurales y carga de combustibles disponibles sobre el suelo, según tres densidades de cobertura en los bosques de *Pinus hartwegii* del Estado de México que permitan señalar condiciones de vulnerabilidad y propensión a incendios forestales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área se localiza entre 18°59´01´´ y 19°18´50´´ latitud norte y 98°37´30´´ y 99°53´45´´ longitud oeste, de 3500 m a 4200 m snm, área donde se encuentran los bosques de alta montaña (BAM). Esta zona corresponde a las partes altas del Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT), Sierra de las Cruces (SC) y Parque Nacional Izta-Popo-Zoquiapan (PNIz-Pp-Z), (Fig. 1).

La vegetación arbórea del área de estudio está representada por *Pinus hartwegii*, la cual ocupa un total de 23 685 ha, en un clima semifrío, donde las temperaturas medias anuales oscilan entre 5 °C y 12 °C, con precipitaciones medias anuales de 967 mm a 1200 mm, con un régimen de lluvias en verano y con menos de 5% de la precipitación en invierno (Mendoza, 1977; García, 1981; Benítez, 1988).

Interpretación de imágenes de satélite y selección de sitios de muestreo

Se realizó una fusión entre imágenes de satélite multiespectrales (resolución de 10 m) y pancromáticas (resolución 2.5 m) del sensor Spot 5 (2010) bajo el método multidirección-multirresolución (MDMR) (Lillo y Consuelo, 2008). Se interpretaron visualmente y digitalizaron tres diferentes densidades de cobertura del BAM en el software ArcGIS 10 y PCI Geomatics, haciendo uso del tono, textura y densidad como elementos de interpretación (Lillesand y Kiefer, 1994).

Sobre una malla de 100 m², se consideró bosque denso a aquella superficie que presentara entre 80% y 100% de cobertura de copa en cada cuadrícula, bosque semidenso 50% a 79% y bosque fragmentado < 50% (Regíl, 2005).

La selección de los sitios, 30, de verificación e inventario forestal y de combustibles en campo, fue bajo criterios de: a) densidad de cobertura, b) evidencia o registro de incendio forestal durante el periodo 2006-2012, c) gradiente altitudinal de 3500 m a 3900 m snm y d) accesibilidad al sitio. De esta manera se seleccionaron 10 sitos (1 ha) en bosque denso, 10 en semidenso y 10 en fragmentado (Fig. 1).

Inventario forestal y de combustibles

En cada sitio de muestreo se instaló un área circular de 1000 m², en el cual se delimitaron tres sub-sitios de 3.5

FIGURA 1. Área de estudio y localización de sitios de muestreo.

metros de radio cada uno, a una distancia de 8.9 metros. A partir del centro de cada sub-sitio se proyectaron tres líneas de 15 metros cada una, la primera siempre con dirección norte, azimut 0° y las otras dos a los 120° y 240° (Flores *et al.*, 2008) (Fig. 2).

Se registraron por sitio datos de ubicación y parámetros físicos como son: coordenadas, altitud, pendiente del terreno y exposición de ladera, utilizando un GPSMAP® 60CS y una brújula-clinómetro TANDEM SUUNTO.

Inventario forestal

Sobre el área del círculo mayor se inventariaron los árboles (> 2.5 cm de DAP). Se midió el diámetro a la altura de pecho (DAP), el diámetro de copa y se estimó la altura total de cada individuo utilizando un clinómetro digital (Endara, 2010).

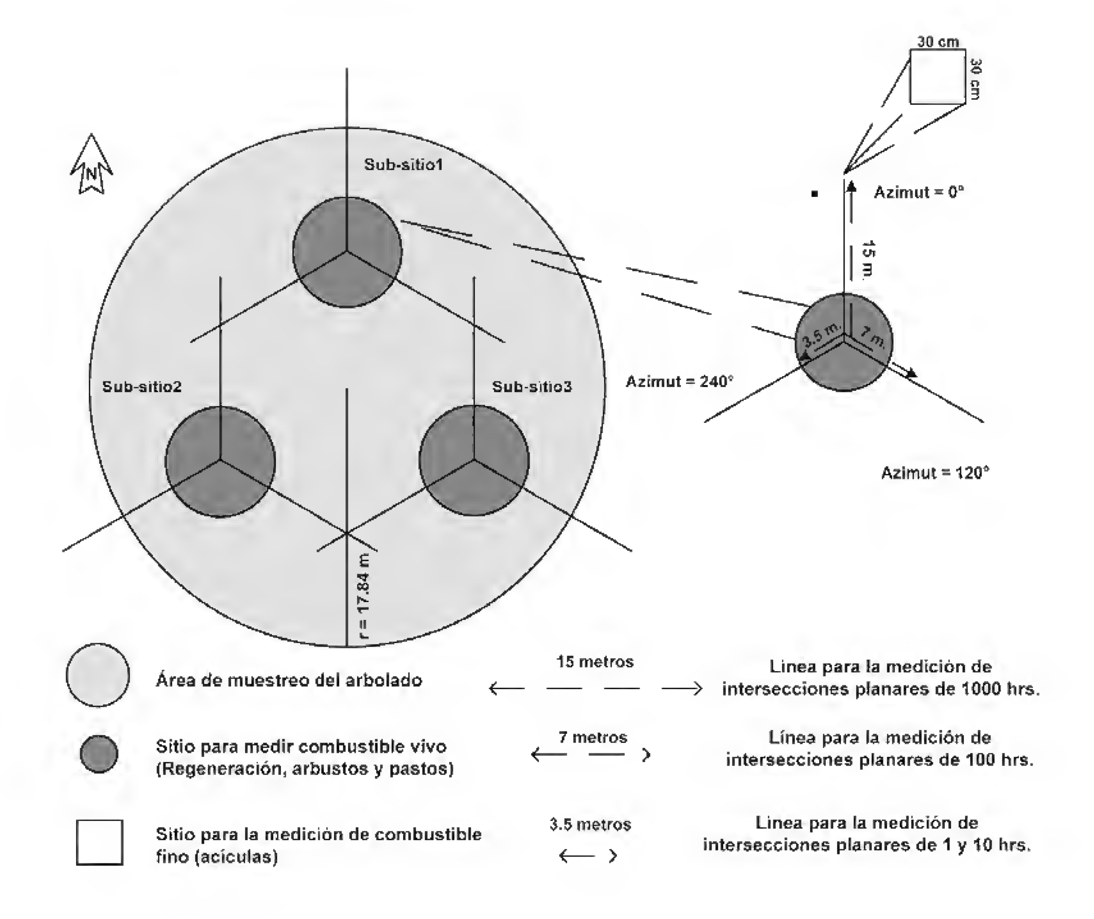


FIGURA 2. Diseño del sitio de muestreo (Flores *et al.*, 2008).



De igual manera, se contabilizaron y midieron todos los tocones con la finalidad de evaluar la cantidad de estos en sus diferentes clases diamétricas y evidenciar el aprovechamiento del bosque como actividad generadora de material combustible según las densidades de cobertura definidas del BAM.

Inventario de combustibles forestales

Para esta etapa se utilizó la metodología de Flores *et al.*, (2008), la cual tiene su base en la técnica de intersecciones planares (Brown, 1971; Brown *et al.*, 1982; Sánchez y Zerecero, 1983) en donde se contabiliza y clasifica al combustible por diámetro y tiempo de retardo.

En cada sub-sitio de 38 m^2 (Fig. 2), se inventariaron todos los árboles < 2.5 cm de DAP, así como la altura promedio de arbustos y pastos. En los tres transectos de cada sub-sitio se contabilizaron los combustibles dispuestos sobre el suelo por categorías de 1 h, 10 h, 100 h y 1000 h que interceptaban con el plano horizontal del transecto.

Para los combustibles de 1000 horas, se midió el diámetro de cada uno de ellos y se determinó si estaba en condición firme o podrido, entendiéndose esta última como la pérdida de la forma del tronco (Waddell, 2002).

En el extremo de cada transecto se colocó un cuadrante de 30 cm x 30 cm que sirvió para evaluar el porcentaje de cobertura del pasto y profundidad del combustible fino (acículas).

Las acículas fueron colectadas y llevadas a laboratorio en donde fueron separadas de materia orgánica y suelo e ingresadas en bolsas, previamente etiquetadas, a una estufa durante 24 horas con temperatura constante de 75 °C, para la obtención del peso seco del material (McRae *et al.*, 1979; Morfín *et al.*, 2012), este dato se incluyó en la contabilidad total de la carga de combustibles.

Procesamiento de datos

A partir de la medida del DAP y altura de todos los individuos inventariados se calculó el área basal (AB): $AB = \pi/4 * DAP^2$ y la biomasa forestal (B): B=V *Db*FE en donde V= volumen (m^3); Db= densidad básica de la madera (t/m^3) y FE= factor de expansión de fustes (Brown y Lugo, 1984; Rojas y Villers, 2008). Para esta última, fue necesario calcular el volumen de madera con base en datos y ecuación convencional propuestos por Caballero (1982) y Grijpma (2001).

La densidad de individuos arbóreos en cada sitio de 1000 m^2, se determinó mediante la sumatoria de todos los individuos agrupados según clases diamétricas en intervalos de 5 cm ((2.5 a 7.4, 7.5-12.4, 12.5-17.4) cm, etc.) (Endara *et al.*, 2012) y su correspondiente AB. Lo anterior sirvió para evaluar y caracterizar los tipos de densidad de cobertura producto de la interpretación de imágenes de satélite.

Debido a la naturaleza de los datos de AB por clase diamétrica, se realizó una comparación entre las tres densidades mediante una prueba de Kruskal-Wallis (no paramétrica), ya que no cumplieron con la prueba de normalidad (Shapiro-Wilk).

El porcentaje de extracción se obtuvo a partir del número de individuos en pie y tocones inventariados, agrupados por clase diamétrica y AB en cada tipo de densidad de cobertura.

La estructura vertical de cada condición (densa, semidensa y fragmentada), se obtuvo identificando las diferencias significativas en altura, para el caso del sotobosque, se consideró la altura de los arbustos y pasto. Con los datos se realizó con un análisis de varianza (ANOVA), mediante el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher con un nivel de significancia de 0.05 en el software SPSS Statistics v19.

Estimación de carga de combustible forestal

Con base en el material interceptado por el transecto, según clase diamétrica o tiempo de retardo, se estimó la carga de combustibles, utilizando el Sistema para el Cálculo de Combustibles Forestales en el servidor web (SICCO) (Chávez *et al.*, 2011), en el que se obtuvo la carga combustible total y por categoría de cada uno de los tipos de densidad de cobertura, expresado en tha^{-1} (Warren y Olsen, 1964; Van Wagner, 1968; Brown, 1971; Brown, 1974; Brown *et al.*, 1982; Sánchez y Zerecero, 1983).

Con la finalidad de identificar la influencia que tienen parámetros físicos con la cantidad de combustible, se rela-

cionaron los diámetros de copa, altitud, exposición de ladera y pendiente del terreno, con la carga combustible total y por tiempo de retardo, mediante métodos estadísticos de regresión lineal (Dobson, 1990; Villers *et al.*, 2012).

Resultados y discusión

Densidad arbórea

El BAM del Estado de México, tiene una superficie de 23 685 ha, de las cuales 12 994 ha corresponden al bosque denso, 6500 ha al bosque semidenso y 4191 ha al bosque fragmentado, distribuidos en el PNNT, SC y PNIz-Pp-Z.

Los resultados de campo indican que en promedio el bosque denso tiene 387, el semidenso 347 y el fragmentado 261 individuos por hectárea, particularmente el promedio es de 29 m^2, 24 m^2 y 18 m^2 respectivamente (Tabla 1). La densidad arbórea promedio en todo el BAM es 332 individuos hectárea y un AB 24 m^2.

Existen diferencias significativas (p= 0.0001) entre la biomasa del bosque denso (723 t ha^{-1}) con respecto al semidenso (181 t ha^{-1}) y al fragmentado (132 t ha^{-1}) Sin embargo, la abundancia (número de individuos), dominancia (área basal) y la biomasa en las tres condiciones, varían de acuerdo con la ubicación altitudinal de las poblaciones y de la competencia por espacio y luz, (Aus-

Tabla 1. Datos estructurales en tres densidades del BAM.

Clase diamétrica	Cobertura								
	Denso			Semidenso			Fragmentado		
	No. Individuos	AB (m^2)	Biomasa (t ha^{-1})	No. Individuos	AB (m^2)	Biomasa (t ha^{-1})	No. Individuos	AB (m^2)	Biomasa (t ha^{-1})
5	163	0.28	0.7166	99	0.20	0.2366	54	0.12	0.1610
10	43	0.33	1.5336	52	0.37	0.6043	43	0.32	0.7644
15	21	0.33	2.0601	19	0.35	0.5473	22	0.39	1.0563
20	20	0.61	5.4490	22	0.69	2.5173	20	0.62	2.6271
25	8	0.38	4.2648	19	0.94	4.7554	26	1.28	7.4741
30	17	1.21	16.5694	30	2.14	14.0443	25	1.72	11.6430
35	14	1.37	21.9114	22	2.13	14.4074	14	1.35	10.2105
40	20	2.46	43.9772	20	2.49	20.4226	19	2.40	19.4185
45	16	2.51	50.7596	14	2.22	19.5815	16	2.45	17.7679
50	20	3.94	89.0920	24	4.60	36.7992	7	1.35	9.9222
55	13	3.05	75.2745	8	1.88	16.2363	1	0.24	2.1469
60	10	2.85	77.4539	12	3.40	29.7341	2	0.56	4.7642
65	4	1.30	37.6658	2	0.63	9.0586	0	0.00	0.0000
70	10	3.88	123.4076	2	0.72	3.1298	4	1.49	12.4159
75	2	0.86	14.3796	0	0.00	0.0000	3	1.28	10.7880
80	3	1.48	67.5565	1	0.50	4.3150	3	1.50	12.8052
85	1	0.55	21.0324	0	0.00	0.0000	1	0.54	4.1558
90	0	0.00	0.0000	1	0.64	4.8864	1	0.64	3.4492
95	0	0.00	0.0000	0	0.00	0.0000	0	0.00	0.0000
100	2	1.56	69.9171	0	0.00	0.0000	0	0.00	0.0000
Σ	**387**	**29**	***723**	**347**	**24**	**181**	**261**	**18**	**132**

* Valor indica diferencias significativas (p = 0.0001) entre coberturas

tin, 1990; Granados *et al.*, 2007), así como a las diversas perturbaciones a las que están sometidos estos bosques, tales como, incendios forestales, tala inmoderada y pastoreo, sobre todo en los bosques fragmentados (Endara, 2010; Castañeda, 2013).

Las actividades antrópicas contribuyen a la fragmentación del bosque. Con base en el inventario de árboles en pie para las distintas clases diamétricas, así como de los tocones, se estimó que la extracción en el bosque denso es de 6% y en fragmentado de 29% (Tabla 2).

Tabla 2. Relación de arbolado vivo con tocones en tres densidades del BAM.

Clase diamétrica	Cobertura					
	Denso		Semidenso		Fragmentado	
	Vivos	Tocón	Vivos	Tocón	Vivos	Tocón
5	163	2	99	2	54	5
10	43	3	52	6	43	9
15	21	0	19	4	22	6
20	20	4	22	2	20	21
25	8	4	19	6	26	13
30	17	2	30	7	25	11
35	14	0	22	6	14	9
40	20	1	20	10	19	7
45	16	2	14	4	16	8
50	20	3	24	5	*7	8
55	13	0	8	1	*1	3
60	10	1	12	4	*2	4
65	4	0	2	0	0	2
70	10	0	2	1	4	0
75	2	0	0	0	3	2
80	3	1	1	0	3	0
85	1	0	0	1	1	0
90	0	1	1	0	1	0
95	0	0	0	0	0	0
100	2	0	0	0	0	0
Σ	**387**	**24**	**347**	**59**	**261**	**108**
% Extracción	**6**		**15**		**29**	

* Valor en $p < 0.05$ indican diferencias significativas entre coberturas.

Los árboles con clases diamétricas entre 20 cm y 40 cm de DAP y en áreas en donde existe mayor accesibilidad, fueron las más afectadas, ya que como señala Endara (2010) esta extracción se utiliza para madera con fines comerciales.

La figura 3, muestra una reducción considerable del renuevo (plantas menores a 5 cm de DAP) en las tres condiciones de bosque, por lo que, sus procesos de regeneración se verán seriamente afectados (Benítez, 1988; Castro, 2003; Endara *et al.*, 2012), lo cual no garantiza que estos individuos alcancen la primera clase diamétrica. Asimismo se corroboró que el bosque fragmentado ya no cuenta con individuos de categorías diamétricas superiores a los 50 cm, esto debido a la extracción de los mismos, con fines comerciales o de saneamiento (Roig *et al.*, 1992; Endara, 2007).

Si bien, no existen diferencias significativas entre el número de individuos por hectárea y AB total entre las tres densidades (p = 0.0957), sí las hay entre clases diamétricas. El bosque fragmentado en la clase diamétrica 50 (p = 0.020), clase diamétrica 55 (p = 0.043) y clase diamétrica 60 (p = 0.035) alberga menos individuos con respecto al denso y semidenso, esto implica, una reducción en la capacidad reproductora del bosque, por la ausencia de árboles semilleros, así como un decremento del número de plántulas.

Estructura de la vegetación forestal

El análisis de la estructura de vegetación, da pauta para comprender la cantidad y calidad de los combustibles forestales en materia viva y muerta (Agee *et al.*, 1999).

El bosque de alta montaña denso (Fig. 4), semidenso (Fig. 5) y fragmentado (Fig. 6), está representado por tres estratos (Endara *et al.*, 2012), superior, intermedio e inferior, con diferencias significativas en altura ($p < 0.05$). Existen individuos que llegan a medir 25 m (≥ 75 cm DAP) en el dosel superior aún en altitudes mayores a 3500 m (Mendoza, 1977 y Benítez, 1988).

Los árboles en los bosques densos y semidensos alcanzan las mayores alturas promedio (Endara, 2007)

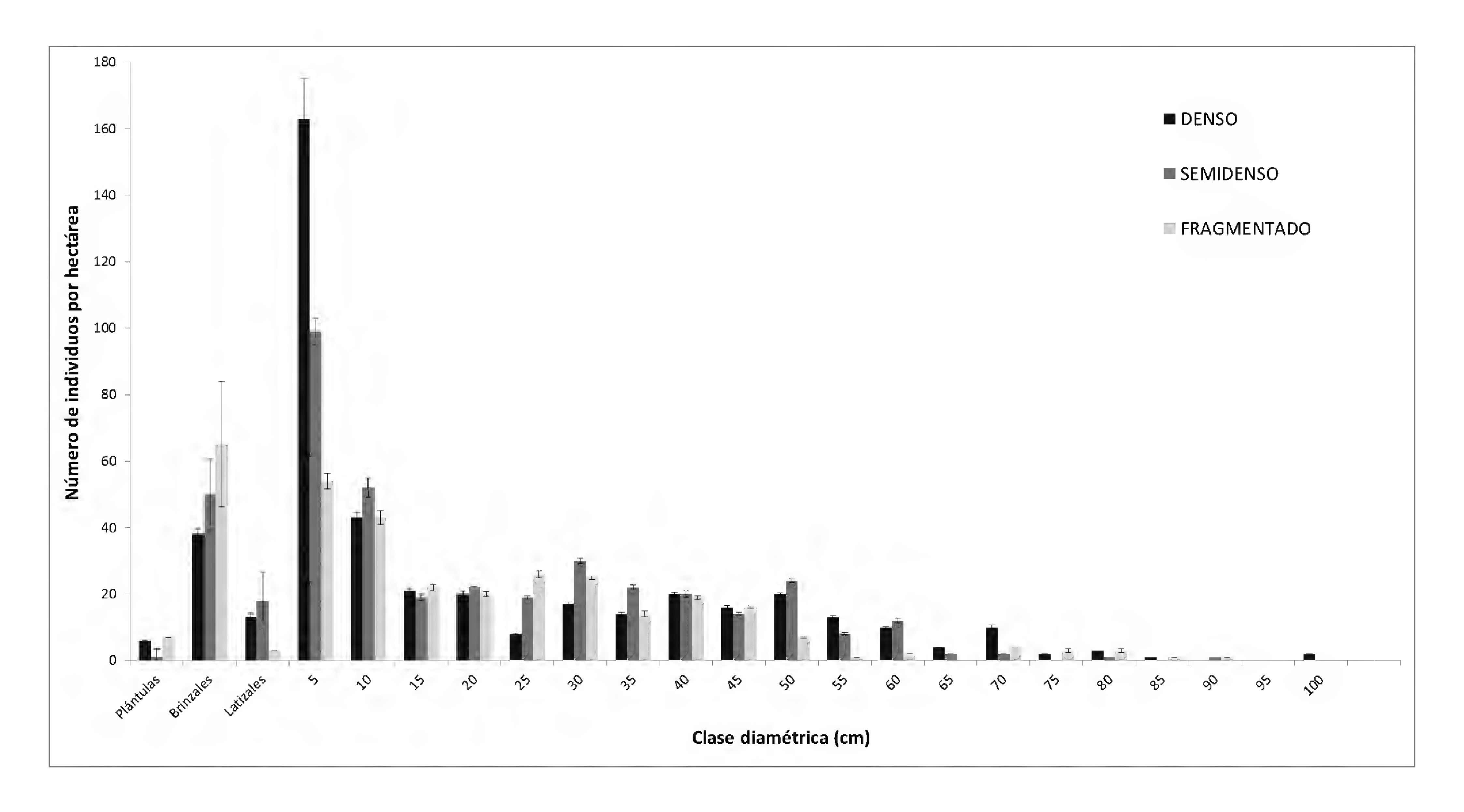


FIGURA 3. Número de individuos por clase diamétrica en tres densidades de cobertura de los bosques de alta montaña del Estado de México. Las líneas indican error estándar.

definido principalmente por el gradiente altitudinal y las propiedades de suelo (Sánchez-González y López-Mata, 2003); así como una actividad antrópica menos severa lo que permite tener individuos más altos y con mayor AB que el bosque fragmentado (Fig.6).

Combustible forestal muerto

La carga de combustibles muertos en los bosques estudiados varía según la densidad del bosque. El denso presentó 25 t ha^{-1}, el semidenso 24 t ha^{-1} y el fragmentado 34 t ha^{-1} (Tabla 3). Según Rothermel (1983), la carga total en un bosque aclareado o fuertemente aclareado con restos de poda, fluctúa entre 25 t ha^{-1} y 30 t ha^{-1}; los bosques denso y semidenso estudiados se encuentran en el límite inferior o por debajo de este intervalo, sin embargo el bosque fragmentado supera el límite descrito.

Los combustibles de 1 hora en el bosque denso, presentan diferencias significativas con respecto a las otras densidades; comprobando en este caso, una relación posi-

TABLA 3. Carga de combustible, por tiempo de retardo y profundidad de hojarasca en tres densidades del BAM.

	Denso		Semidenso		Fragmentado		
Categoría	t ha^{-1}	D. E.	t ha^{-1}	D. E.	t ha^{-1}	D. E.	P
1 hora	**0.30***	0.14	0.16	0.12	0.21	0.05	**0.0399***
10 horas	3.82	1.86	4.48	1.79	5.18	1.51	0.2313
100 horas	1.96	1.09	2.09	1.55	**4.90***	2.86	**0.0035***
1 000 horas Firme	13.22	23.21	6.89	9.8	15.02	14.94	0.5357
1 000 horas Podrido	4.96	7.22	9.43	13.16	7.88	13.54	0.6888
Hojarasca	0.87	0.53	0.91	0.37	0.83	0.52	0.9364
Total	25.13	28.68	23.95	16.83	33.81	25.99	0.6061
	Cm	**D. E.**	**cm**	**D. E.**	**cm**	**D. E.**	**P**
Hojarasca	1.53	0.9	**1.97***	0.73	1.07	0.46	**0.0331***

* Valores en $p < 0.05$ indican diferencias significativas entre coberturas.
t ha^{-1}= Toneladas por hectárea, D.E. = Desviación estándar, cm = Centímetros.



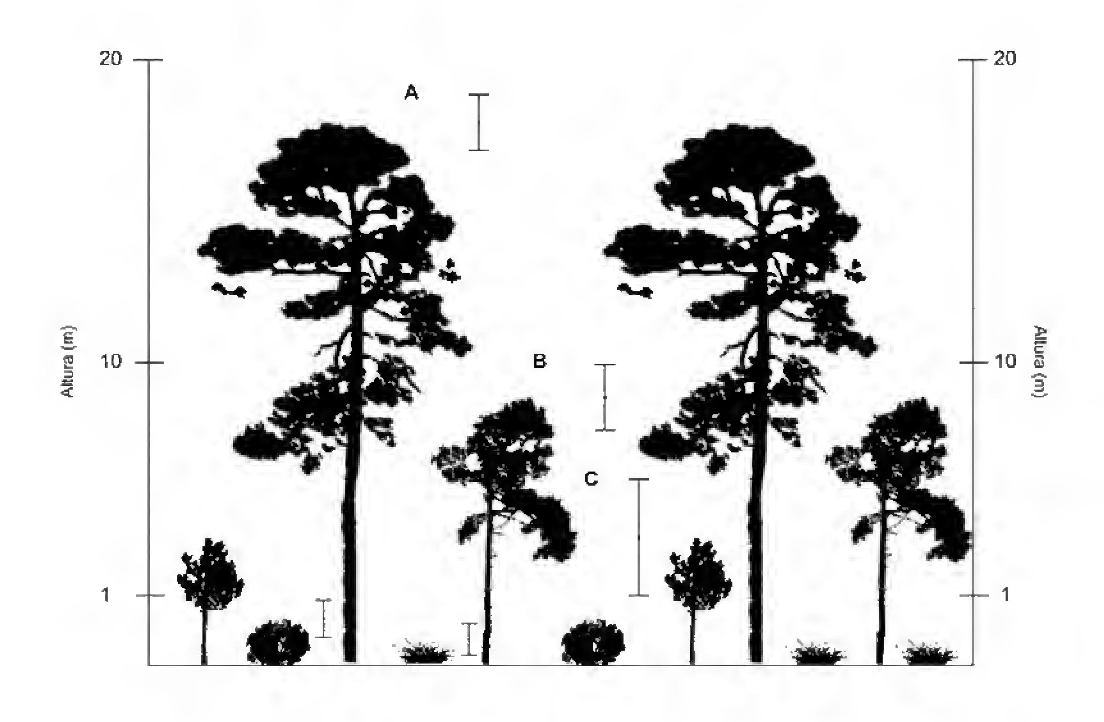


Figura 4. Estructura vertical del bosque denso de alta montaña (3500 m - 3900 m).

Arbolado: A= Estrato superior, altura promedio 18 m. AB >7.1 m². B= Estrato intermedio, altura promedio 8 m. AB entre 0.3 m² y 0.6m². C= Estrato inferior, altura promedio 3 m. AB<0.3 m². Sotobosque: Arbustos, altura promedio 70 cm. Pastos, altura promedio 30 cm, cobertura > 5000 mha⁻¹.

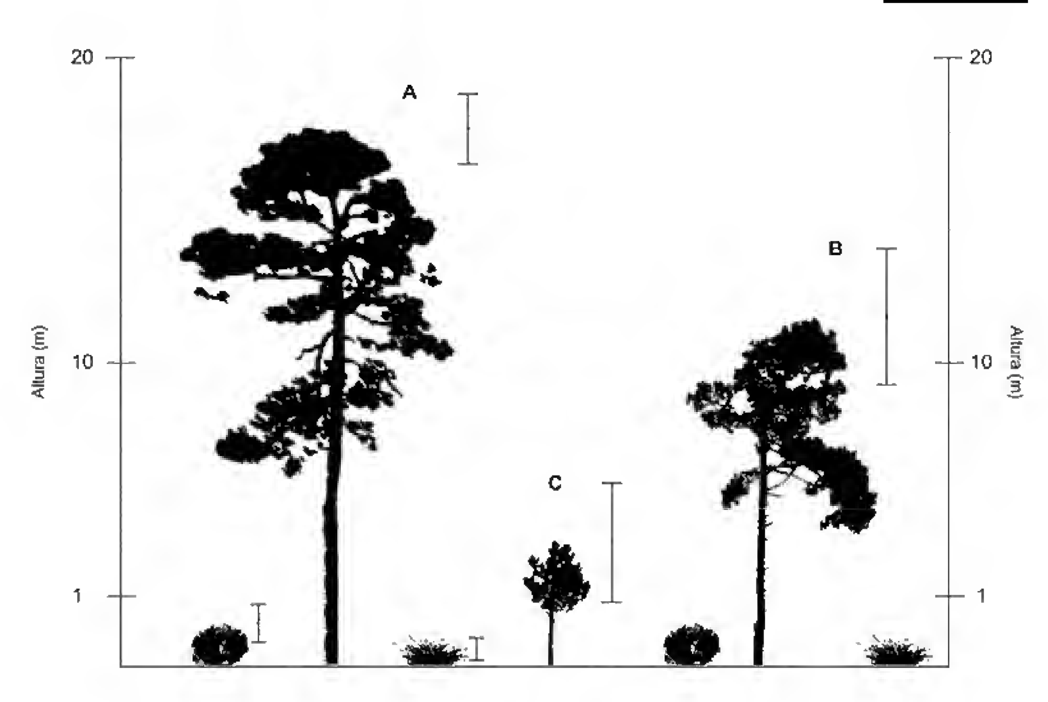


Figura 6. Estructura vertical del bosque fragmentado de alta montaña (3500 m – 3850 m).

A= Estrato superior, altura promedio 17 m. AB>1.7 m². B= Estrato intermedio, altura promedio 11 m. AB entre 0.3 m² y 1.2 m². C= Estrato inferior, altura promedio 4 m. AB <0.3 m². Sotobosque: Arbustos altura promedio 70 cm. Pastos, altura promedio 25 cm, cobertura > 5000 mha⁻¹.

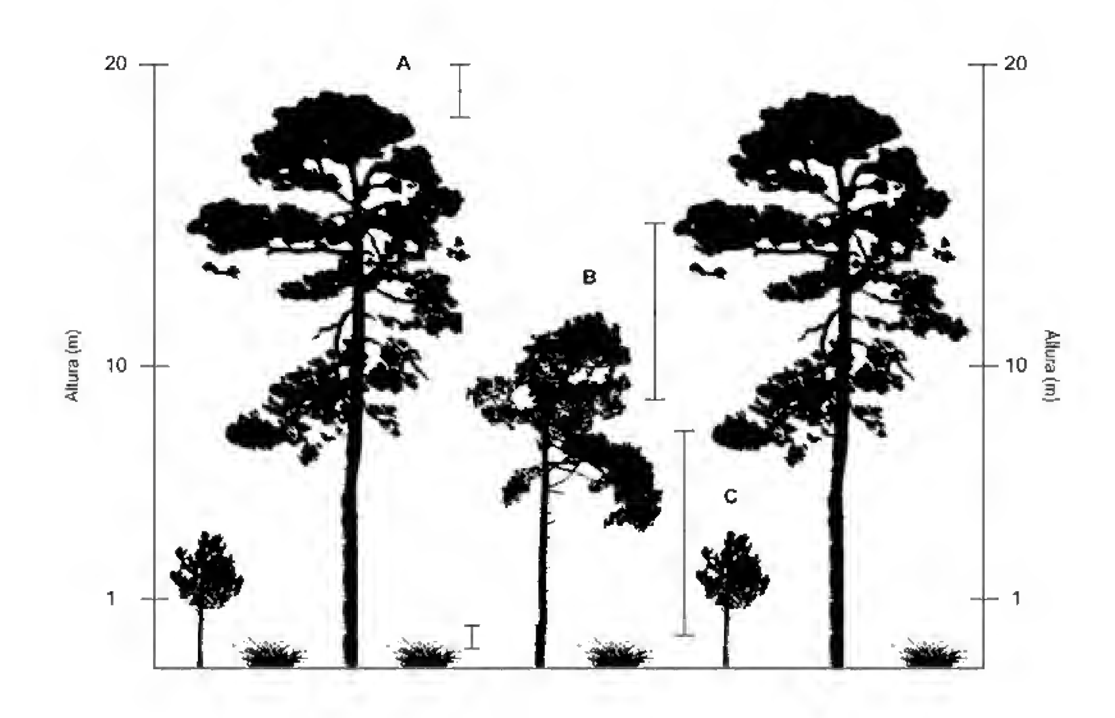


Figura 5. Estructura vertical del bosque semidenso de alta montaña (3700 m - 3950 m).

A= Estrato superior, altura promedio 19 m. AB >4.6 m². B= Estrato intermedio, altura promedio 11 m. AB entre 0.3 m² y 2.5 m². C= Estrato inferior, altura promedio 3 m. AB <0.3 m². Sotobosque: Pastos, altura promedio 50 cm, cobertura > 5000 m ha⁻¹.

tiva de la carga de combustibles finos (≤ 0.6 cm de diámetro) con la densidad del arbolado. Igualmente existen diferencias significativas entre los combustibles de 100 horas (2.5 cm a 7.5 cm de diámetro) en el bosque fragmentado con respecto al denso y semidenso.

Acciones como la extracción ilegal y los métodos de control fitosanitarios (Franco *et al.*, 2009) que incluyen: derribo y aprovechamiento o abandono, apilado y quemado; podas y aclareos, presentes en los bosques fragmentados, favorecen a la generación de combustibles no solo de 100 horas sino de 1000 horas (firmes y podridos) en comparación al bosque semidenso y denso, así como en la carga total de combustibles (Tabla 3).

Lo anterior, coincide con lo encontrado por Muñoz (2001), quien menciona una cantidad de combustibles leñosos semejante a la aquí señalada en las categorías de 10 horas a 1000 horas en bosques ubicados en áreas de extracción y aprovechamiento forestal.

La profundidad de la hojarasca en áreas fragmentadas es menor (Tabla 3), producto de las diversas perturbaciones a las que estos sitios están sometidos, como son los incendios y el pastoreo (Madrigal, 1992; Grumbine, 1994; Endara, 2010; Castañeda, 2013).

Se realizaron análisis de correlación entre la cantidad y clase de combustible con los parámetros físicos medidos en campo. Las relaciones más significativas encontradas fue que los combustibles gruesos de 1000 horas en condición firme (p = 0.0490) en los bosques densos se presentan

en pendientes de entre 7° y 12° (Tabla 4); Vélez (2009) señala que este atributo, favorece la continuidad horizontal y vertical de los combustibles.

En el bosque fragmentado, las áreas con pendiente del terreno que oscilen entre 5° y 15°, la cantidad de combustibles de 10 horas, será de entre 3.5 t ha^{-1} y 6.5 t ha^{-1} ($p = 0.0472$) y en sitios en donde la pendiente sea ≥ 18° la cantidad de este combustible será menor a 2.5 t ha^{-1}.

En el caso del bosque semidenso, los combustibles de 1000 horas en condición firme mostraron relación con una exposición de ladera SW ($p = 0.0035$). Sin embargo este combustible (≥ 7.5 cm de diámetro) con orientación SW, no superó las 5 t ha^{-1}

Por lo tanto los sitios en donde se localizan los combustibles finos de 10 horas, se ven influenciados por el grado de pendiente del terreno, debido a que son combustibles con diámetros que no sobrepasan los 2.5 cm y son arrastrados por efecto de la gravedad o las escorrentías a zonas con pendientes menores como lo sugieren Villers y colaboradores (2012).

Conclusiones

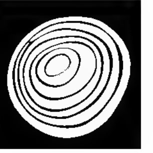
El uso de técnicas de interpretación visual de imágenes satelitales, utilizando Sistemas de Información Geográfica, para la identificación de coberturas vegetales densas, semidensas y fragmentadas fue pertinente, ya que apoyaron en gran medida la selección de sitios precisos para su posterior caracterización detallada, a través de inventarios forestales y de combustibles sobre el suelo, de una manera planificada y estructurada, generando información que coadyuva a las propuestas de acciones de prevención y combate de incendios forestales así como en la creación de un programa de Manejo Integral del Fuego (MIF) para la zona.

Análisis estadísticos generales, sobre el número de individuos y área basal entre las tres densidades, no arrojan diferencias significativas, pero análisis más precisos con valores de biomasa y cantidad de combustible para cada una de las tres categorías de cobertura, indican que el bosque fragmentado presentó valores superiores en cantidad total de combustibles y una menor cantidad de biomasa arbórea en comparación con el semidenso y denso. En los bosques fragmentados las clases diamétricas 50 cm, 55 cm y 60 cm son casi inexistentes en comparación con las otras dos coberturas.

El estudio propone técnicas de análisis mixtas, desde la delimitación las densidades de cobertura definidas por interpretación de imagen satelital, hasta el conocimiento preciso de parámetros físicos y de las distintas categorías de combustibles en sitios predeterminados. La cantidad de combustible acumulado por categoría y su presencia según los estratos verticales de la vegetación, así como de las características del terreno, dan cuenta del posible comportamiento que el fuego puede tener ante un eventual siniestro (Villers Ruiz y López-Blanco 2004).

En particular, estudiar la carga de combustibles forestales categorizados por tamaño, resulta necesario para comprender el peligro que representan los combustibles y el comportamiento que tiene el fuego en los ecosistemas forestales (Villers-Ruiz *et al* 2006), por ejemplo, en el bosque denso se presenta una cantidad significativamente alta de combustibles finos (acículas y ramas delgadas) con diámetros menores a 0.6 cm, lo que propiciaría un incendio superficial y de rápido desplazamiento; por el contrario, en el boque fragmentado, con una carga total mayor a 34 t ha^{-1}, con valores significativamente altos de combustibles de la categoría de 100 horas y presencia de 15.02 t ha^{-1} de combustibles con diámetros mayores o iguales a 7.5 cm en condición firme, se prevé que se presentarían incendios mucho más severos.

La existencia del bosque fragmentado (coberturas < 50%) con grandes cantidades de combustibles medianos a gruesos, 10 h, 100 h y 1000 h, es producto de las actividades antrópicas desarrolladas en el rango altitudinal del bosque denso. En estas áreas más abiertas, los combustibles tienen grandes posibilidades de perder humedad más rápido (Wong y Villers 2007), donde el proceso de combustión ante la presencia del fuego, generará incendios intensos con mayor resistencia al control debido a la presencia de leños de gran calibre, en el cual el fuego pueden durar varias horas provocando efectos severos; por ello, es conveniente realizar un manejo adecuado de los combustibles, estableciendo acciones con el fin de reducir la acu-



mulación de material muerto, realizando presas con ramas acomodadas, extracción dirigida de leña, recolección y acomodo del material fuera del peligro, poda de ramas bajas y chaponeo. Dicho manejo, se sugiere realizar posterior a la aplicación de métodos de control fitosanitarios y principalmente en bosques fragmentados del Nevado de Toluca, en donde se tienen registros de un gran número de estas medidas fitosanitarias.

Los resultados expuestos en esta investigación sobre la carga de combustibles y las características topográficas del terreno, dan pauta para trabajos posteriores, enfocados a la elaboración de modelos espaciales que determinen la continuidad horizontal del combustible, mediante métodos geo-estadísticos (Chávez *et al.*, 2011).

Las quemas inducidas para favorecer el renuevo del pasto tienen un efecto directo sobre la regeneración del arbolado, en especial en los bosques fragmentados, donde la baja cantidad de brinzales y latizales no garantizan el paso a la siguiente categoría diamétrica, esto aunado a la carga combustible de estas zonas, hace de estos bosques altamente vulnerables a incendios forestales.

Las actividades del hombre y los factores ambientales como los meteorológicos, la topografía y los combustibles influyen en el comportamiento del fuego, El conocimiento de la carga de combustibles constituye una herramienta para orientar las tareas con el fin de prevenir incendios y de esta manera ayuden a la toma decisiones en las tareas prevención de incendios y en este caso con los datos recabados se podrían surgir algunas recomendaciones.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los revisores anónimos que compartieron su tiempo y experiencia para mejorar el presente trabajo.

Referencias

Agee, J., L. Bradshaw., S. Gutsell., E. Heyerdahl., R. Keane., K. Lertzman y K. McKelvey. 1999. Links among fire effects, fuels, and climate. *In*: D. Schmolt, D. Peterson, R. Keane, J. Lenihan, D. McKenzie, D. Weise y D. Sandberg. Assesing the effects of fire. Disturbance on ecosystems: A scientific agenda for research and management. Pacific Northwest Research Station. Portland Oregon. 104 p.

Aguirre, O., J. Jiménez, H. Kramer y A. Akca. 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro de Potosí, Nuevo León, México. *Ciencia UANL* 6(2):219–225.

Alvarado, C. 1986. Comportamiento del fuego en rodales poco perturbados de *Pinus montezumae* Lamb. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. México. 113 p.

Arnaldos, V., J. Navalón., E. Pastor., E. Planas y L. Zárate. 2004. Manual de ingeniería básica para la prevención y extinción de incendios forestales. 1a ed. Mundi Prensa. Madrid. España.

Austin, P. 1990. Community theory and competition in vegetation. *In:* J.B. Grace y D. Tilman, eds. Perspectives on plant competition. Academic Press. Nueva York.

Benítez, G. 1988. Efectos del fuego en la vegetación herbácea de un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. en la Sierra del Ajusco. *In*: H. Rapoport, H. e I. López, eds. Aportes a la ecología urbana de la ciudad de México. MAB-Limusa. México, D.F. p:111-152.

Brown, J. 1971. A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area. *Forest Science* 17:96-102.

Brown, J. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. General technical report. EUA. 24 p.

Brown, J., D. Oberheu y M. Johnston. 1982. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the Interior West. Technical Report. United States Department of Agriculture y Forest Service. Ogden, EUA. 52 p.

Brown, S. y A. Lugo. 1984. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science* 223(4642):1290-1293.

Caballero, M. 1982. Empleo de coeficientes mórficos en la elaboración de tablas de volúmenes de cedro rojo. Boletín Divulgativo No. 26 B. Abril 1982. 2ª ed. INIF-SARH. México. 27 p.

Castañeda, M. 2013. Evaluación de zonas vulnerables a incendios forestales en bosques de alta montaña del Estado de México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de México. 91 p.

Castro, U. 2003. Supervivencia de *Pinus hartwegii* Lindley en áreas incendiadas en el Ajusco, D.F. Tesis de licenciatura. Ingeniería forestal. Universidad Autónoma de Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, Edo. México. 54 p.

Cenapred (Centro Nacional de Prevención de Desastres). 2001. Incendios forestales. Serie fascículos.

Chandler, C., P. Cheney., P. Thomas., L. Trabaud y D. Williams. 1983. Fire in the forestry, Forest fire behavior and effects. Vol. 1. John Wiley&Sons, Inc. EUA. 450p.

Chávez, Á., G. Flores y J. Xelhuantzi. 2011. Sistema para el cálculo de combustibles forestales (SICCO). Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap). Jalisco, México. 73 p.

Cordero, W., D. Rojas y N. Tito. 2002. Sistema de alerta temprana de incendios forestales (SATIF). Evaluación de incendios forestales Año 2001. Superintendencia Forestal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Deeming, J. y J. Brown. 1975. Fuel models in the National Fire-Danger Rating System. *Journal of forestry* 73(6):347-350.

Dobson, J. 1990. An introduction to generalized linear models. Chapman and Hall. 174 p.

Encina J., F. Encina., E. Mata y J. Valdes. 2008. Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 83:13-24.

Endara, A. 2007. Estructura forestal de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México, México. 76 p.

Endara, A. 2010. Análisis de los procesos de recuperación en el bosque templado del Parque Nacional Nevado de Toluca. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México. 100 p.

Endara, A., R. Calderón., G. Nava y S. Franco. 2013. Analysis of fragmentation processes in high-mountain forests of the centre of Mexico. *American Journal of Plant Sciences* 4(3):697-704.

Endara, A., S. Franco., G. Nava., J. Valdez y T. Fredericksen. 2012. Effect of human disturbance on the structure and regeneration of forests in the Nevado de Toluca National Park, Mexico. *Journal of Forestry Research* 23(1):39-44.

Flores, J. y J. Benavides.1994. Efecto de las quemas prescritas sobre algunas características del suelo en un rodal de pino. *Revista Terra* 12(4):393-400.

Flores, J. 2001. Modeling the spatial variability of forest fuel arrays. Disertación de doctorado. Department of Forest Sciences. Colorado State University. 201 p.

Flores, J., O. Rodríguez., M. Meléndez y O. Rosas. 2008. Sitios de muestreo para el monitoreo de combustibles forestales SIMMCOF. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap). Centro de Investigación Regional del Pacífico Centro, Campo Experimental Centro Altos de Jalisco, México. 47 p.

Fosberg, M. 1970. Drying rates of heartwood below fiber saturation. *Forest Science* 16(1):57-63.

Fragoso, P. 2003. Estimación del contenido y captura de carbono en biomasa aérea del predio Cerro Grande municipio de Tancítaro Michoacán, México. Tesis de licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Agrobiología Presidente Juárez, México. 65 p.

Franco, S., A. Endara., H. Regíl y G. Nava. 2009. Estudio fitosanitario forestal del Parque Nacional Nevado de Toluca. Instituto en Ciencias Agropecuarias y Rurales. Universidad Autónoma del Estado de México. 76 p.

Franco, S., H. Regíl., C. González y G. Nava. 2006. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas* 61:38-57.

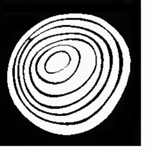
García, E. 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Ed. Offset Larios. 71 p.

Granados, D., G. López y M. Hernández. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 13(1):67-83.

Grijpma, P. 2001. Producción forestal. Secretaría de Educación Pública-Trillas, 4ª reimpresión. México, D.F. 34 p.

Grumbine, E. 1994. What is ecosystem management?. *Conservation Biology* 8(1):27-38.

Lillesand, T. y R. Kiefer. 1994. Remote sensing and image interpretation. 3ª ed. Nueva York. 750 p.



Lillo, M. y G. Consuelo. 2008. Aplicación de la Metodología de Fusión de Imágenes Multidirección-Multiresolución (MDMR) a la Estimación de la Turbidez en Lagos. *Información Tecnológica* 19(5):137-146.

Louman, B., D. Quirós y M. Nilsson. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.

Madrigal, D. 1992. Ubicación y características generales del Estado de México en: Atlas Estado de México. Gobierno del Estado de México. Toluca, México. 85 p.

McRae, J., E. Alexander y J. Stocks. 1979. Measurement and description of fuels and fire behavior on prescribed burns. A handbook. Canadian Forest Service. Ontario, Canada. 44 p.

Mendoza, A. 1977. Datos meteorológicos de la Estación de Enseñanza e Investigación Forestal Zoquiapan, México. *Información Técnica de Bosques* 4(10):23-25.

Morfin, J., E. Jardel y J. Michel. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México. 59 p.

Muñoz, A. 2001. Elaboración de un modelo espacial de peligro de incendios forestales. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. 94 p.

Nava, G., A. Endara., H. Regíl., C. Estrada., C. Arriaga y S. Franco. 2009. Atlas forestal del Estado de México. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. Universidad Autónoma del Estado de México. 134 p.

Orozco, S. 2008. Forest fire risk model for Michoacan, Mexico. Tesis de maestría. International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation. Enschede, Países Bajos. 84 p.

Ottmar, D., V. Sandberg., L. Riccardi y J. Prichard. 2007. An overview of the Fuel Characteristic Classification System-Quantifying, classifying, and creating fuel beds for resource planning. *Canadian Journal of Forest Research* 37:2383-2393.

Probosque (Protectora de Bosques del Estado de México). 2012. Reporte de incendios. Estado de México, México. 54 p.

Pyne, J., L. Andrews y R. Laven. 1996. Introduction to wildland fire. 2ª ed. JohnWiley&Sons, Inc. EUA. 769 p.

Regíl, H. 2005. Análisis del cambio de uso de suelo y vegetación para la obtención de la dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca 1972-2000. Tesis de Licenciatura. Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México. 137 p.

Rodríguez-Trejo, D. 1994. La lucha contra el fuego. Guía para la prevención, presupresión y supresión de incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre, SARH. México. 171 p.

Rodríguez-Trejo, D. 1996. Incendios forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Multi-Prensa. México. 630 p.

Rodríguez-Trejo, D. 2001. Ecología del fuego en el ecosistema de *Pinus hartwegii* Lindley. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7(2):145-15.

Roig, A., J. Boninsegna y R. Holmes. 1992. Growth rates in diameter, basal area, and height of *Pilgerodendron uviferum*; relationship between growth index and germination. *Trees* 6:199-203.

Rojas, F. y L. Villers. 2008. Estimación de la biomasa forestal en el Parque Nacional Malinche: Tlaxcala-Puebla. *Revista mexicana de ciencias forestales* 33(104):59-86.

Rothermel, C. 1983. A mathematical model for fire spread predictions in Wildland fuels, USDA Forest Service. EUA. 50 p.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México. 432 p.

Sánchez, J. y G. Zerecero. 1983. Método práctico para calcular la cantidad de combustibles leñosos y hojarasca. Centro de Investigaciones Forestales del Norte. 15 p.

Sánchez-González, A. y López-Mata, L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología*, *Serie Botánica* 74 (1):47-71.

Sandberg, D., R. Ottmar., J. Peterson y J. Core. 2002. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on air. Thecnical Report. Department of Agriculture, Forest Service. Rocky Mountain Research Station. Ogden, EUA. 79 p.

Sarukhán, J. y M. Franco. 1981. Un modelo de simulación de la productividad forestal de un bosque de pino. SARH. Subsecretaría Forestal y de la Fauna. México. 72 p.

Seiler, W. y P. Crutzen.1980. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climate Change* 2:207-247.

Van Wagner, E., 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14 (1):20-26.

Van Wagtendonk, J. 2006. Fire as a physical process. *In*: Sugihara, G., J. Van Wagtendonk., E, Shaffer., J. Fites-Kaufman y A. Thode, eds. Fire in California's Ecosystems. University of California, California. p:38-57.

Veblen, T. 1992. Regeneration dynamics. *In*: Glenn-Lewin, D., R. Peet y T. Veblen, eds. Plant Succession: Theory and Prediction. Chapman & Hall. Londres p:152-187.

Vélez, R. 2009. La defensa contra incendios forestales, fundamentos y experiencias. 2a ed. Mc Graw Hill. España. 840 p.

Villers, L. y J. López. 2004. Comportamiento del fuego y evaluación de riesgos a incendios en áreas forestales de México: Un estudio en el volcán La Malinche. *In*: Villers, L. y J. López, eds. Incendios forestales en México: Métodos de evaluación. Centro de Ciencias de la Atmósfera UNAM-CONACYT. México p:60-78.

Villers, L. y J. López. 1996. Evaluación del uso agrícola y forestal del suelo en el Cinturón Volcánico Transmexicano: el caso de la cuenca del Río Temascaltepec, Nevado de Toluca. *Investigaciones Geográficas* 31:69-92.

Villers, L., J. López, J. Hernández e I. Trejo. 1995. Delimitación de áreas de bosque en predios forestales en el Nevado de Toluca, México: integrando en SIG, inventarios, imágenes MSS y fotomapas. Memorias del VII Simposio Latinoamericano de PercePCIón Remota. Puerto Vallarta, México. Instituto de Geografía, UNAM, México. 621-627.

Villers, L., L. García del Valle y J. López. 1998. Evaluación de los bosques templados en México: una aplicación en el parque nacional Nevado de Toluca. *Investigaciones Geográficas* 36:7-21.

Villers, L., M. Castañeda y A. Endara. 2013. Alerta temprana a incendios forestales en México. 4o.Congreso Forestal Argentino Latinoamericano Iguazú, 2013.

Villers, L., S. Villers y J. Wong. 2006. Fire hazard assessment at Malinche National Park, Central Mexico. 3rd International Fire Ecology Conference, San Diego, California. 3 p.

Villers, S., L. Villers y J. López. 2012. Modelos que relacionan las características biofísicas del terreno con la presencia de combustibles forestales en las montañas centrales de México. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 59:367-388.

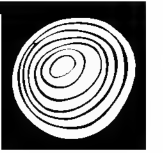
Waddell, K. 2002. Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological Indicators* 1:139-153.

Warren, G. y F. Olsen. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10(3):267-276.

Wong, J. y L. Villers. 2007. Evaluación de combustibles y su disponibilidad en incendios forestales: un estudio en el Parque Nacional La Malinche. *Investigaciones Geográficas* 62:87-103.

Manuscrito recibido el 12 de febrero de 2014.
Aceptado el 13 de noviembre de 2014.

Este documento se debe citar como:
Castañeda R., M.F., A.R. Endara A., M.L. Villers R. y E.G. Nava B. 2015. Evaluación forestal y de combustibles en bosques de *Pinus hartwegii* en el Estado de México según densidades de cobertura y vulnerabilidad a incendios. *Madera y Bosques* 21(2):45-58.



Modelación dinámica de distribuciones diamétricas en masas mezcladas de *Pinus* en Durango, México

Dynamic modeling for diameter distribution on *Pinus* mixed stands in Durango, Mexico

Gerónimo Quiñonez Barraza[1], Héctor Manuel De los Santos Posadas[1]*, Francisco Cruz Cobos[2], Alejandro Velázquez Martínez[1], Gregorio Ángeles Pérez[1] y Gustavo Ramírez Valverde[3]

[1] Postgrado Forestal. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Estado de México, México.
* Autor de correspondencia: hmsantos@colpos.mx

[2] Instituto Tecnológico de El Salto. Mesa del Tecnológico s/n. CP 34942. El Salto P.N., Durango, México.

[3] Postgrado de Estadística. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Estado de México, México.

Resumen

La caracterización de las distribuciones diamétricas proporciona información sobre la estructura de un rodal y ayuda en la planeación de los tratamientos silvícolas en masas forestales bajo manejo. Se presenta la evaluación de la función Weibull para caracterizar las distribuciones diamétricas en masas mezcladas de especies del género *Pinus*. Se usaron 59 parcelas permanentes (900 m^2) para el ajuste y 100 parcelas temporales de inventario forestal (1000 m^2) para la validación. El método de momentos resultó mejor para estimar los parámetros de la función Weibull (menor error medio absoluto, menor error medio cuadrático y menor número de parcelas rechazadas con la prueba de Kolmorogov-Smirnov) en comparación con los métodos de máxima verosimilitud y percentiles. Los modelos de predicción de los parámetros con variables del rodal permiten caracterizar y proyectar la distribución teórica de clases diamétricas de manera sencilla y precisa. La curtosis (kurtosis) de la distribución Weibull es menos apuntada con la proyección del número de árboles por categoría diamétrica, la forma de la curva tiende a normalizarse, con una ligera asimetría positiva, mientras que para el área basal la forma de la distribución teórica es más apuntada. La proyección de la distribución Weibull puede ser utilizada para determinar regímenes de manejo forestal o para la regularización de las estructuras diamétricas en masas incoetáneas.

Palabras clave: distribución diamétrica, función Weibull, modelo dinámico, predicción de parámetros, recuperación de parámetros.

Abstract

The characterization of the diameter distributions provides information on the structure of a stand and support in the planning of silvicultural treatments in forests with management. We estimated the parameters of location, scale and shape of the Weibull function to characterize the diameter distribution of species mixture of *Pinus*. We used 59 plots for model fitting (900 m^2) and 100 temporary forest inventory plots for validation (1000 m^2). The method of moments was better to estimate the parameters of the Weibull function as statistics used to measure the goodness of fit (lower mean absolute error, lower mean square error and fewer rejected plots with Kolmorogov-Smirnov test) compared with maximum likelihood and percentile methods. The prediction models of the parameters with stand variables represent a flexible and simple way to characterize and project the theoretical distribution of diameter classes easily and accurately. The kurtosis of the Weibull distribution has less peakedness with the projection of the number of trees in diameter classes, the shape of the curve tends to normalize and a slight positive skewness, while basal area in the form is more theoretical platykurtic distribution. The projection of the Weibull distribution can be used to determine forest management regimes or to regularize diameter structures in uneven-aged stands.

Key words: diameter distribution, Weibull function, dynamic model, parameter prediction, recovery parameters.

Introducción

La modelación y caracterización de las distribuciones diamétricas es de gran importancia en el manejo forestal. El diámetro es una variable muy correlacionada con la altura y el volumen y es concluyente para determinar los costos de extracción y comercialización de productos forestales. La modelación de las estructuras diamétricas y su relación con la calidad de estación, la composición de especies, la edad y la densidad del rodal es una herramienta muy valiosa para el manejo de bosques (Bailey y Dell, 1973). La relación de las distribuciones diamétricas con la distribución en área basal y volumen permite la planeación y regulación de las estructuras diamétricas (Shiver, 1998; Zhang *et al.*, 2001; Eerikäinen y Maltamo, 2003; Nor-Larsen y Cao, 2006; Gorgoso *et al.*, 2007).

El proceso de modelación de estructuras diamétricas implica la selección de una función de densidad de probabilidades adecuada, el desarrollo de una metodología para la estimación de los parámetros y la validación del modelo seleccionado (Reynolds *et al.*, 1988). Bailey y Dell (1973) señalan que la selección de una función de densidad de probabilidad (fdp) debe considerar que la función sea capaz de representar el intervalo completo de formas unimodales y continuas de las distribuciones diamétricas. Así, la fdp debe cubrir las diversas formas de las distribuciones reales con diversos grados de asimetría positiva o negativa. Los parámetros que caracterizan la fdp deben variar de manera coherente con las características del rodal (Shiver, 1988).

Muchas funciones de distribución continuas univariadas han sido usadas para describir las distribuciones diamétricas de áreas forestales. Las más comunes en los últimos años se basan en la distribución Normal (Nanang, 1998), la distribución Weibull (Zhang *et al.*, 2001; Maldonado y Návar, 2002; Gorgoso *et al.*, 2007; Lei, 2008), la distribución gamma (Álvarez y Ruiz, 1997), la distribución Log-Normal (Nanang, 1998) y la distribución S_B de Jhonson (Kudus *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 2003; Fidalgo *et al.*, 2009).

De las funciones anteriormente mencionadas la función Weibull ha sido aplicada extensivamente en la silvicultura debido a: 1) la habilidad para describir una variedad de distribuciones unimodales incluyendo la forma de j-invertida, la exponencial y la distribución normal de frecuencias, 2) la relativa simplicidad de la estimación de los parámetros y 3) tiene una forma cerrada de la función de densidad acumulada (Bailey y Dell, 1973; Torres-Rojo *et al.*, 2000; Gorgoso *et al.*, 2007; Lei, 2008). Por su flexibilidad y sencillez se ha empleado frecuentemente en la modelación y caracterización de las estructuras diamétricas de masas puras y mezcladas.

La función Weibull puede caracterizarse de manera dinámica a partir de la Predicción de sus Parámetros (PPE). Es decir, después de haber estimado los parámetros *a*, *b* y *c* (parámetros de localización escala y forma) con alguno de los métodos diseñados para ello (Torres-Rojo *et al.*, 2000), se pueden relacionar con variables del rodal usando modelos lineales (o no lineales). De esta forma al cambiar las variables del rodal, automáticamente cambiarán los parámetros que caracterizan la distribución diamétrica. En general este se considera un método débil para estimar los parámetros de la función Weibull, sin embargo se han obtenido buenos resultados de ajuste que además permiten obtener directamente los parámetros de las distribuciones futuras proyectadas y facilitan la planeación de los regímenes de cortas intermedias (Reynolds *et al.*, 1988; García *et al.*, 2002).

Otra forma de estimar los parámetros de la función Weibull representa una mezcla entre métodos de estimación de los parámetros y percentiles; como es el método de Recuperación de Parámetros (PRE) que consiste en recobrar los parámetros de la distribución a partir de sus momentos no-centrales y momentos centrales, teniendo como base un conjunto de percentiles los cuales son fáciles de modelar de manera dinámica (Hyink y Moser, 1983). Dada la mayor relación entre momentos y/o percentiles con los atributos del rodal, esta técnica ha brindado buenos ajustes (Borders y Paterson, 1990; Torres-Rojo *et al.*, 2000).

En este estudio, la estimación de los parámetros de la función Weibull se realizó mediante los métodos momentos (ME), máxima verosimilitud (MLE) y percentiles (PE).



Para modelar de manera dinámica los parámetros de la función Weibull se utilizó el método de predicción de parámetros (PPE) relacionando variables de la parcela con los estimadores de los parámetros obtenidos con ME.

Objetivos

Ilustrar una estrategia de modelación dinámica para las distribuciones diamétricas de masas mezcladas del género *Pinus* vía Predicción de Parámetros (PPE).

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio y caracterización de la base de datos

La información para desarrollar el presente estudio se colectó en masas mezcladas del género *Pinus* en el Ejido San Diego de Tezains en el Noroeste del estado de Durango, entre las coordenadas extremas; 24° 48' 16.98", 25° 13' 47.25" de latitud norte y 105° 53' 09.81", 106° 12' 52.58" de longitud oeste (Fig. 1).

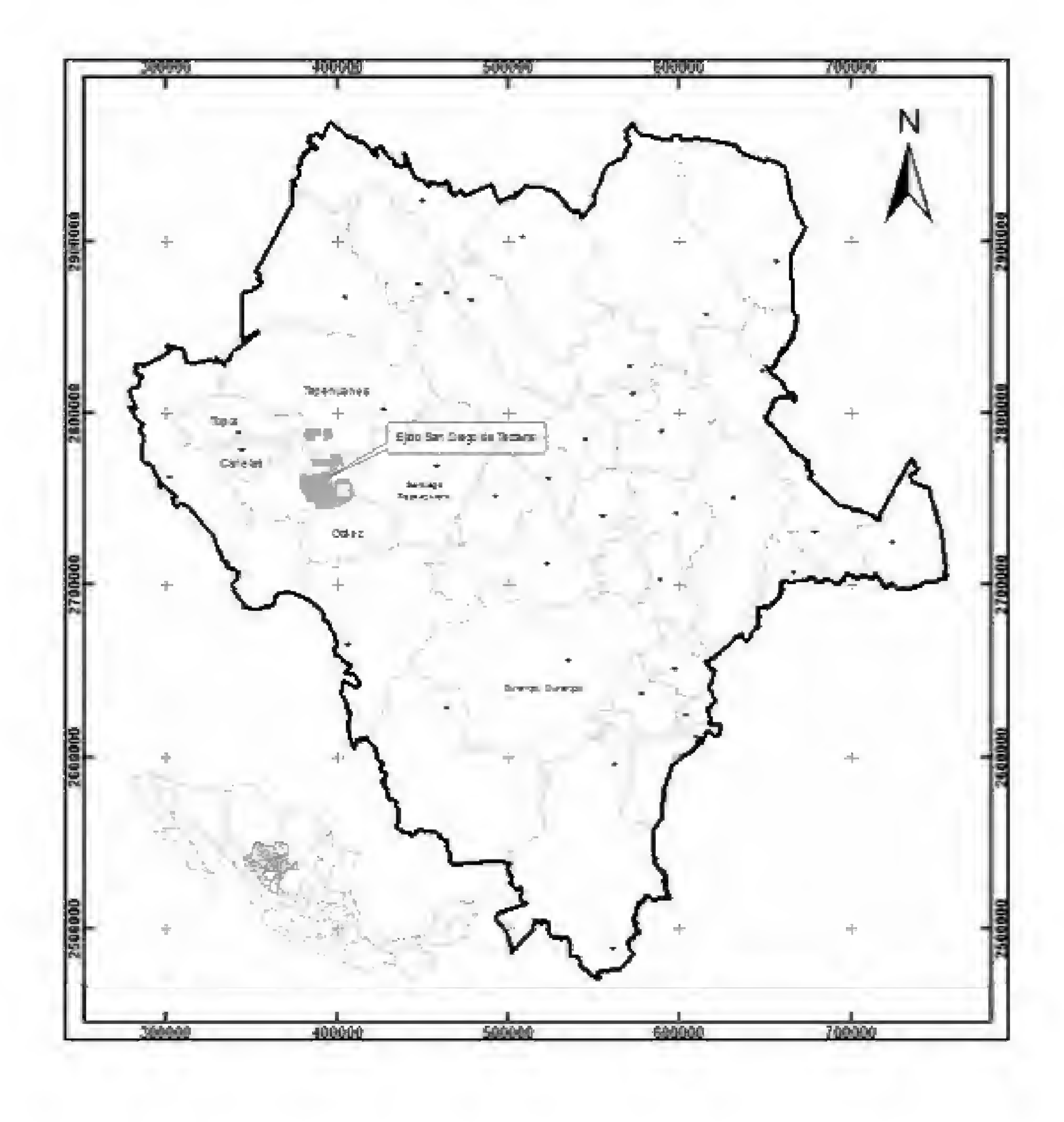


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Se utilizó una base de datos de 59 parcelas permanentes de investigación silvícola de forma rectangular de 900 m^2. Estas se establecieron en el año 2003 y se remidieron en 2006. La distribución de las parcelas fue en forma aleatoria en las áreas forestales del predio. Para modelar los parámetros de la distribución Weibull a las estructuras diamétricas, se agruparon las especies de *Pinus arizonica* Engelmannii, *Pinus durangensis* Martínez, *Pinus teocote* Schlecht. Cham, *Pinus leiophylla* Schlecht. Cham, *Pinus lumholtzii* Rob. & Fer y *Pinus ayacahuite* Ehrenb. Var. brachypter como género *Pinus*. Para la validación de los métodos usados en el ajuste se utilizó una base de datos de 100 parcelas temporales de inventario con forma circular de 1000 m^2, por ser información que siempre se usa para la formulación de programas de manejo forestal. En la tabla 1 se presenta la descripción de diámetros, área basal y edad de los datos usados en el ajuste y validación.

Para el ajuste de los modelos de proyección del diámetro normal y la estimación de la edad en función del diámetro normal se utilizó una base de datos de análisis troncales de 222 árboles (1622 pares de datos) agrupados como género *Pinus*.

Función de distribución Weibull

La función de densidad de probabilidad (fdp) Weibull derivada por Weibull (1939) en estudios de resistencia de materiales y por su flexibilidad y fácil integración ha sido ampliamente utilizada en la modelación de las estructuras diamétricas en bosques naturales y plantaciones por diferentes investigadores (Bailey y Dell, 1973; Nanang, 1998; Torres-Rojo *et al.*, 2000; Eerikäinen y Maltamo, 2003; Nord-Larsen y Cao, 2006; Gorgoso *et al.*, 2007). La expresión de la fdp Weibull (Weibull y Sweden, 1951; Tsu *et al.* 1952; Bailey y Dell, 1973; Lei, 2008), es la siguiente:

$$F(D) = \left(\frac{c}{b}\right)\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c-1} e^{-\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c}} \qquad (1)$$

Con $a \leq D < \infty$, $a \geq 0$, $b > 0$ y $c > 0$.

Donde D es el diámetro normal (variable aleatoria), a, b y c son los parámetros de localización, escala y forma de la función Weibull respectivamente.

Tabla 1. Estadística descriptiva de las parcelas usadas en el ajuste y validación para estimar los parámetros de la función Weibull.

Variable	Ajuste (n=59)				Validación (n=100)			
	Mínimo	Máximo	Media	SD	Mínimo	Máximo	Media	SD
D_{min}	8.80	20.50	11.03	1.90	10.00	13.00	10.15	0.46
$\bar{D}$	15.05	39.46	22.08	4.77	13.75	32.58	19.85	3.31
D_{max}	27.90	67.70	42.43	7.94	26.00	89.00	45.07	11.00
D_q	15.77	41.79	23.69	5.14	14.94	38.20	21.47	3.79
AB	0.29	3.68	1.36	0.62	0.84	6.53	1.92	0.78
E_{min}	11.00	44.00	21.47	5.91	23.33	30.97	23.71	1.16
$\bar{E}$	28.00	70.90	45.90	9.35	33.10	84.74	49.28	8.97
E_{max}	43.00	167.00	82.32	21.38	65.46	247.11	118.83	31.42

D_{min}: diámetro mínimo (cm); $\bar{D}$: diámetro medio (cm); D_{max}: diámetro máximo (cm); D_q: diámetro cuadrático (cm); AB: área basal (m^2); E_{min}: edad mínima; E: edad media; E_{max}: edad máxima y SD: desviación estándar (cm).

Si $c < 1$, la curva de la función Weibull es de la forma j-invertida; si $c = 1$, coincide con la función exponencial; si $1 < c < 3.6$, la curva presenta asimetría positiva; si $c \approx 3.6$, la curva se aproxima a la distribución normal; si $c > 3.6$, presenta asimetría negativa; si $c \leq 1$, la función Weibull es común en masas irregulares de especies tolerantes (Bailey y Dell, 1973).

Con la integración de la fdp por el método de sustitución o cambio de variable se obtiene la función de distribución acumulada Weibull (cdf) (Weibull y Sweden, 1951; Tsu *et al.*, 1952) y evaluada de 0 a ∞ ($D = \infty$ la cdf acumula el total de la distribución), se obtiene la expresión dada por (2) y la evaluación de la integral entre dos categorías diamétricas con (3).

$$F(D) = \int_{0}^{\infty} \left(\frac{c}{b}\right)\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c-1} e^{\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c}} d_D = 1 - e^{-\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c}} \qquad (2)$$

Siendo *F(D)* la frecuencia relativa acumulada de árboles con un diámetro menor o igual a *D*; L_I y L_S son los límites inferior y superior de la clase o intervalo de diámetro donde se desea conocer el número de árboles.

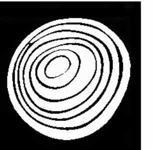
Así para la obtención del número de árboles acumulados por clase diamétrica se debe multiplicar el resultado de la fdp por la densidad del rodal y por el tamaño de la clase diamétrica o multiplicar el número de árboles por la cdf evaluada entre los límites inferior y superior de la categoría diamétrica en la que se quiere conocer el número de árboles.

Estimación de los parámetros de la distribución Weibull

Se utilizaron 3 procedimientos para la estimación de los parámetros de la función Weibull por parcela, basados en el método de momentos (ME), máxima verosimilitud (MLE) y método de percentiles (PE).

El parámetro de localización (*a*) para ME, MLE y PE fue estimado con el método propuesto por Zanakis (1979). Este método usa los diámetros mínimos y el diámetro máximo (Bailey y Dell, 1973; Zarnoch y Dell, 1985; Shiver, 1988; Nanang, 1998), mediante la expresión (4).

$$F(L_1 \leq D \leq L_s) \int_{L_1}^{L_s} \left(\frac{c}{b}\right)\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c-1} e^{\left(\frac{D-a}{b}\right)^{c}} d_D = e^{-\left(\frac{L_1-a}{b}\right)^{c}} - e^{-\left(\frac{L_s-a}{b}\right)^{c}} \qquad (3)$$



$$a = \begin{cases} \frac{D_1 D_M - D_2^2}{D_1 + D_M - 2D_2} & si(D_2 - D_1) < (D_M - D_2) \\ D_1 & \text{en caso contrario} \end{cases} \quad (4)$$

Donde D_1, D_2 son los diámetros menores de la parcela (cm) y D_M es el diámetro máximo de la parcela (cm).

Método de momentos (ME)

Este método relaciona los parámetros de escala y forma de la función Weibull con el primero y segundo momento de la distribución diamétrica; diámetro medio y varianza respectivamente (Shiver, 1988; Nanang, 1998; Cao, 2004; Gorgoso *et al.*, 2007). Las expresiones para estimar los parámetros bajo este método fueron (5 y 6).

$$b = \frac{\bar{D}}{\Gamma(1+\frac{1}{c})} \quad (5)$$

$$\sigma^2 = \frac{\bar{D}^2}{\Gamma^2(1+\frac{1}{c})}\left[\Gamma(1+\tfrac{2}{c}) - \Gamma^2(1+\tfrac{1}{c})\right] \quad (6)$$

Donde $\bar{D}$ es el diámetro medio de la distribución, σ^2 la varianza y $\Gamma(i)$ es la función Gamma para cada punto ($D = i$), dada por $\Gamma(i)\int_0^\infty D^{i-1} e^{-D} d_D$.

Método de máxima verosimilitud (MLE)

Se basa en obtener una estimación de los parámetros de la función Weibull maximizando la probabilidad de obtener una muestra de dicha distribución teórica que coincida con la distribución observada (Bailey y Dell; 1973; Álvarez y Ruiz, 1998; Nanang, 1998; Gorgoso *et al.*, 2007). Para estimar los parámetros de escala y forma para cada parcela, de las ecuaciones 7 y 8, se utilizó el procedimiento LIFEREG en SAS/STAT™ (SAS Institute Inc., 2011).

$$c = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n} D_i^c \ln D_i}{\sum_{i=1}^{n} D_i^c} - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \ln D_i\right]^{-1} \quad (7)$$

$$b = \left[\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} D_i^c\right]^{\frac{1}{c}} \quad (8)$$

Donde n es igual al número de observaciones de la muestra en una distribución Weibull y D_i es el diámetro de cada árbol.

Método de percentiles (PE)

Este método utiliza los percentiles para estimar los parámetros de la distribución Weibull (Bailey y Dell, 1973; Zanakis, 1979; Shiver, 1988; Nanang, 1998; Gorgoso *et al.*, 2007). Los parámetros de escala y forma fueron estimados con las siguientes expresiones:

$$b = P_{63} - a \quad (9)$$

$$c = \frac{\ln\left[\frac{\ln(1-r)}{\ln(1-t)}\right]}{\ln\left(\frac{Pr - a}{Pt - a}\right)} \quad (10)$$

Donde P_r y P_t son los percentiles de orden $100r$ y $100t$ de la distribución diamétrica, con $r = 0.97366$ y $t = 0.16731$, *ln* es el logaritmo natural.

Modelos de predicción de parámetros (PPE)

Para la predicción de los parámetros de localización, escala y forma de la función Weibull (*a*, *b* y *c*, respectivamente), los parámetros estimados por ME fueron relacionados con variables de la parcela; el diámetro mínimo, diámetro medio y diámetro cuadrático (proceso STEPWISE en regresión lineal) y los estadísticos de ajuste fueron redefinidos para los modelos sin intercepto, así los parámetros fueron estimados con las expresiones siguientes:

$$a = \beta_1 D_{min} \quad (E1)$$

$$b = \beta_1 \bar{D} + \beta_2 D_{min} + \beta_3 D_q \quad (E2)$$

$$c = \beta_1 \bar{D} + \beta_2 D_q + \frac{\beta_3}{\bar{D}} + \frac{\beta_4}{D_{min}} \quad (E3)$$

Donde β_i es el parámetro regresión ($i = 1, 2, 3, 4$).

Modelos de proyección de variables del rodal

Para la proyección de los diámetros mínimo, medio y cuadrático se utilizó la ecuación ADA (Algebraic Difference Algebraic Approach, por sus siglas en inglés) anamórfica basado en el modelo de Chapman Richards (Amaro, 1998), para el diámetro normal se utilizó la ecuación ADA anamórfica basado en el modelo de Korf. Para predecir la edad de los árboles en función del diámetro normal para la fase de validación se utilizó un modelo de potencia. Las expresiones usadas fueron las siguientes.

$$D_{min2} = D_{min1}\left(\frac{1-e^{\beta_2 E_{min2}}}{1-e^{\beta_2 E_{min1}}}\right)^{\beta 3} \quad \text{(E4)}$$

$$\bar{D}_2 = \bar{D}_1\left(\frac{1-e^{\beta_2 \bar{E}_2}}{1-e^{\beta_2 \bar{E}_1}}\right)^{\beta 3} \quad \text{(E5)}$$

$$D_{q2} = D_{q1}\left(\frac{1-e^{\beta_2 \bar{E}_2}}{1-e^{\beta_2 \bar{E}_1}}\right)^{\beta 3} \quad \text{(E6)}$$

$$D_2 = D_1\, e^{[-\beta_2(E_2^{-\beta 3} - E_1^{-\beta 3})]} \quad \text{(E7)}$$

$$E = \beta_1 D^{\beta_2} \quad \text{(E8)}$$

Donde D, D_{min} y $\bar{D}$ son el diámetro normal, mínimo y medio; E, E_{min} y $\bar{E}$ son la edad observada, mínima y media; D_q es el diámetro cuadrático; β_i son los parámetros de los modelos y e es la función exponencial.

Estadísticos para medir el ajuste

La bondad de ajuste de los métodos estudiados para estimar los parámetros de localización, escala y forma de la función Weibull fue evaluada con el sesgo promedio (Bias), error medio absoluto (MAE) y el cuadrado medio del error (MSE). Para los modelos de proyección y estimación de la edad se usó el coeficiente de determinación ajustado (R^2_a) (R^2a) y la raíz del error medio cuadrático (RMSE). Los estadísticos son dados por las expresiones siguientes.

$$Bias = \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad (11)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^{n}|y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad (12)$$

$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{n} \quad (13)$$

$$R^2_a = 1 - \frac{(n-1)\sum_{i=1}^{n}(yi-\hat{y}i)^2}{(n-p)\sum_{1=1}^{n}(yi-\bar{y})^2} \quad (14)$$

$$RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n}(yi-\hat{y}i)^2}{n-p}\right)^{\frac{1}{2}} \quad (15)$$

Donde y_i es el número de árboles observado por categoría diamétrica, $\hat{y}_i$ es el número de árboles predicho por categoría, $\bar{y}$ es la media por categoría diamétrica, n es el número de categorías diamétricas y p es el número de parámetros.

Para verificar la hipótesis de que las distribuciones diamétricas de las parcelas siguen una distribución Weibull se utilizó el estadístico de Kolmogorov-Smirnov (K-S) que compara las frecuencias acumuladas teóricas con las observadas.

$$D_n = Max|F_n(D_i) - F(D_i)| \quad (16)$$

Donde D_n es el valor del estadístico K-S, $F_n(D_i)$ es la distribución de la frecuencia acumulada observada para la parcela i y $F(D_i)$ es la probabilidad de la frecuencia acumulada teórica para la parcela, se usó un nivel de significancia α= 20%.

También se utilizó el índice de error (*EI)* ponderado por el área basal (AB) de las categorías diamétricas por parcela (Reynolds *et al.*, 1988; Cao, 2012).

$$EI = \frac{\sum_i \sum_j |AB_{ij}\,(n_{ij} - \hat{n}_{ij})|}{n} \quad (17)$$

Donde n_{ij} y $\hat{n}_{ij}$ son el número de árboles observado y predicho en las clases diamétricas para la parcela i, AB_{ij} es el



área basal de la clase diámetrica *j* para la parcela *i* y *n* es el número de parcelas.

Resultados

Los parámetros estimados por el método de momentos (ME), de acuerdo con los estadísticos de ajuste, fueron los más precisos y estos fueron usados para predecir los parámetros de la función Weibull vía predicción de parámetros (PPE) con variables de la parcela. En la tabla 2 se presentan los parámetros estimados, sus errores estándar y los estadísticos de ajuste (raíz del error medio cuadrático (*RMSE*) y coeficiente de determinación ajustado (R^2_a)) de los modelos utilizados para estimar los parámetros de localización escala y forma de la función Weibull por PPE; también se presentan los estadísticos para los modelos de proyección de las variables de la parcela (diámetro normal, diámetro mínimo, diámetro medio y diámetro cuadrático) y para el modelo que estima la edad. En todos los casos los parámetros estimados fueron altamente significativos (valor de probabilidad de rechazo < 1%).

En la tabla 3 se presentan las estadísticas descriptivas de los parámetros estimados de la función Weibull por ME, MLE y PE tanto para el ajuste como para la validación. El parámetro de localización con ME, MLE y PE resultó igual, ya que se usa el mismo estimador (Zanakis, 1976).

En la tabla 4 se presentan los estadísticos de ajuste de los métodos usados para estimar los parámetros de la función Weibull, también se puede apreciar el número parcelas que siguen una distribución Weibull y las rechazadas entre paréntesis con nivel de significancia de α= 20% del el estadístico de Kolmogorov-Smirnov (K-S).

La estimación vía ME es la que arrojó un menor número absoluto de parcelas rechazadas tanto en las de referencia como en la muestra de validación (2). MLE pareciera el menos eficiente sobre todo en la validación con 19 rechazos en total mientras que PE tiene un total de 6.

Tomando en cuenta estos resultados, se decidió utilizar los parámetros estimados vía ME para ajustar los modelos de predicción de parámetros, los estadísticos de ajuste también se pueden observar en la tabla 2.

Las 59 parcelas de referencia tanto para MLE y PE tendieron a sobreestimar las frecuencias de árboles en las categorías de diámetro mayores a 30 cm (a1 y a2) (Fig. 2). En la validación, PE sobreestimó por debajo de la categoría de diámetro de 55 cm mientras ME y PPE fueron los métodos que mejor predijeron las frecuencias de número de árboles (b1 y b2).

En la figura 3 se presentan la distribución observada y estimada por ME, MLE, PE y PPE (asimetría positiva) para una parcela muestra con 10.8 cm, 22.50 cm y 44.30 cm de

Tabla 2. Parámetros estimados y estadísticos de ajuste de los modelos de predicción de parámetros y proyección de variables de rodal.

Ec	n	Parámetros								*RMSE*	(R^2_a)
		β_1	$\beta_1 e$	β_2	$\beta_2 e$	β_3	$\beta_3 e$	β_4	$\beta_4 e$		
E1	59	0.994	0.002							0.21	0.99
E2	59	2.234	0.054	-1.362	0.018	-0.944	0.047			0.22	0.99
E3	59	0.460	0.021	-0.403	0.021	-16.678	2.285	16.01	1.50	0.09	0.90
E4	59			0.054	0.021	0.264	0.050			0.37	0.96
E5	59			-0.008	0.001	0.842	0.028			0.08	0.99
E6	59			-0.011	0.002	0.820	0.046			0.15	0.99
E7	1622			13.060	1.476	0.087	0.015			1.56	0.98
E8	1622	2.624	0.148	1.022	0.017					7.20	0.95

Ec: ecuación; n: número de observaciones; β_i: estimador del parámetro; $\beta_i e$: error estándar del parámetro correspondiente; *RMSE*: raíz del error medio cuadrático; (R^2_a): coeficiente de determinación ajustado.

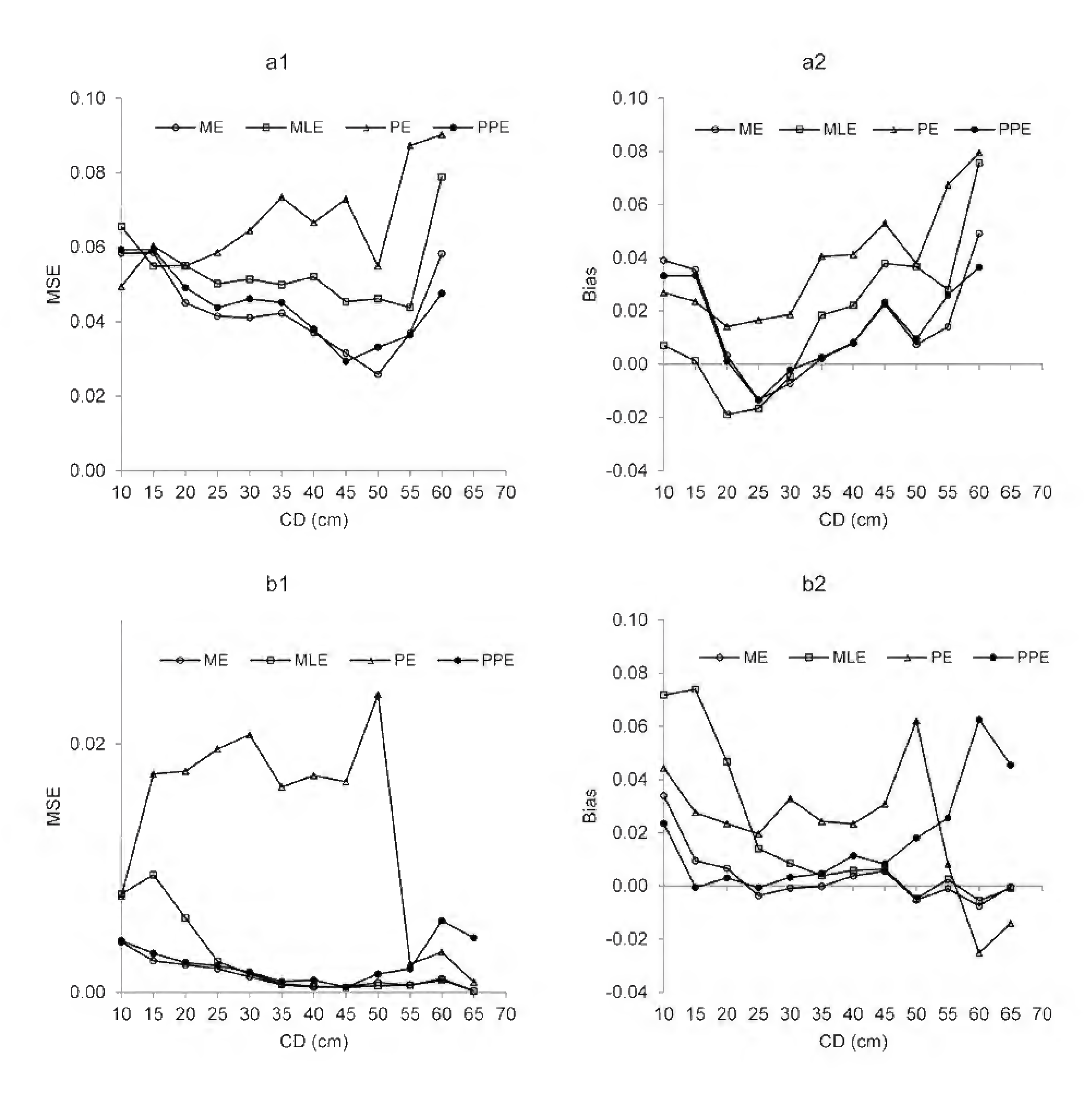


FIGURA 2. Error Medio Cuadrático (MSE) por categoría diamétrica en el ajuste (a1) y validación (b1) y Sesgo promedio (Bias) en frecuencia relativa acumulada de número de árboles por categoría diamétrica en el ajuste (a2) y validación (b2).

diámetros mínimo, medio y máximo respectivamente y con edad media de 52 años. También se presentan las proyecciones de la distribución de diámetro y área basal de la función Weibull con PPE en intervalos de 5 años, 10 años y 15 años, proyectados con los modelos dinámicos de variables de rodal. Se aprecia como disminuye la curtosis (kurtosis) en la forma de la distribución Weibull a medida que los árboles cambian de categoría diamétrica. En la distribución teórica del área basal la curtosis (kurtosis) es más apuntada conforme aumenta la edad.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La estimación de los parámetros por los métodos usados presentó simplicidad y resultados deseables de acuerdo con los estadísticos de ajuste. Los porcentajes 10% y 20% de las parcelas en el proceso de ajuste y validación, respec-



Tabla 3. Estadísticas descriptivas de los parámetros estimados de la función Weibull por los métodos analizados.

Método	Par	Ajuste				Validación			
		Mínimo	Máximo	Media	SD	Mínimo	Máximo	Media	SD
ME	*a*	8.64	20.44	10.97	1.85	9.47	12.97	10.13	0.47
MLE	*a*	8.64	20.44	10.97	1.85	9.47	12.97	10.13	0.47
PE	*a*	8.64	20.44	10.97	1.85	9.47	12.97	10.13	0.47
ME	*b*	5.59	29.15	11.92	4.52	2.78	23.78	10.21	3.81
MLE	*b*	4.94	28.64	11.34	4.43	4.94	26.36	11.27	3.64
PE	*b*	4.10	31.93	12.71	5.50	3.00	25.21	10.29	4.00
ME	*c*	0.75	2.13	1.32	0.30	0.66	2.63	1.25	0.35
MLE	*c*	0.45	2.00	1.13	0.33	0.87	2.43	1.39	0.30
PE	*c*	0.60	2.48	1.23	0.39	0.77	3.05	1.26	0.41

Par: parámetro de la función Weibull; SD: desviación estándar; ME: método de momentos; MLE: método de máxima verosimilitud y PE: método de percentiles.

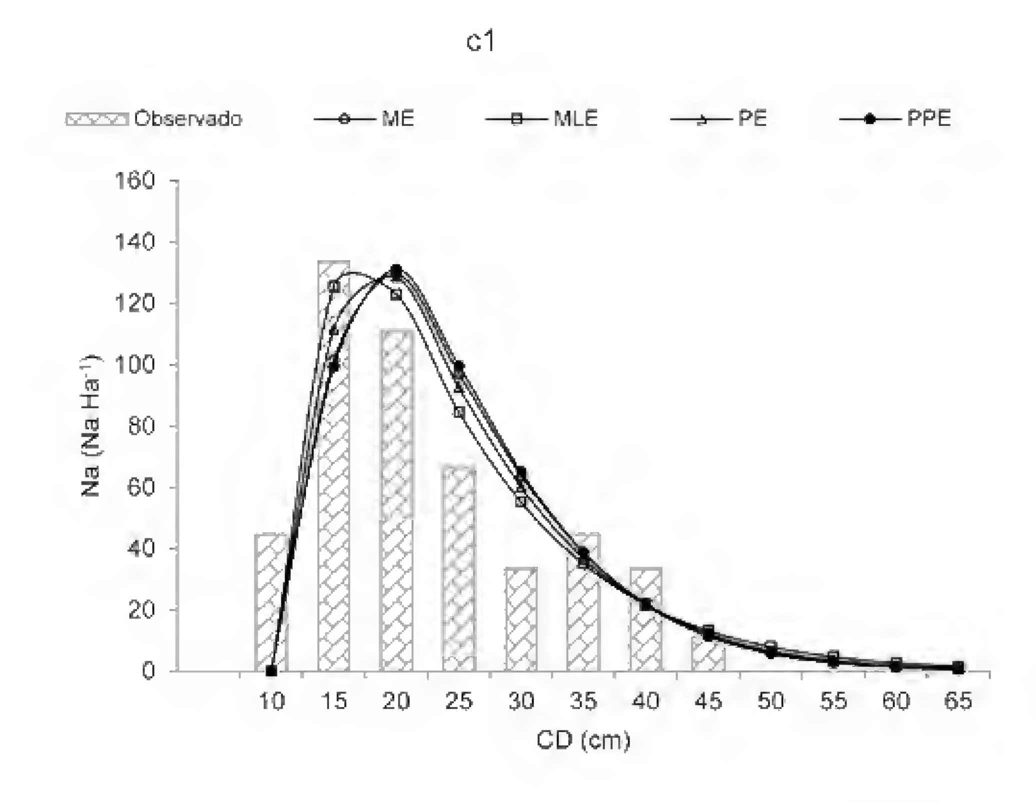
Tabla 4. Estadísticos de ajuste y validación de los métodos de estimación de los parámetros de la función Weibull.

Método	Ajuste (n=1970)					Validación (n=5187)				
	Bias	MAE	MSE	*EI*	K-S	Bias	MAE	MSE	EI	K-S
ME	0.015	0.039	0.003	0.168	59-(0)	0.011	0.038	0.002	0.350	98-(2)
MLE	-0.002	0.041	0.003	0.159	57-(2)	0.050	0.062	0.006	0.347	83-(17)
PE	0.023	0.044	0.004	0.169	59-(0)	0.029	0.061	0.016	0.349	94-(6)
PPE	0.015	0.040	0.003	0.166	59-(0)	0.006	0.040	0.003	0.336	95(5)

ME: método de momentos; MLE: método de máxima verosimilitud; PE: método de percentiles; PPE: método de predicción de parámetros; Bias: sesgo promedio; MAE: error medio absoluto; MSE: cuadrado medio del error; EI: índice de error y K-S: estadístico de Kolmorogov-Smirnov.

tivamente, sugieren un manejo de tipo incoetáneo, de acuerdo con el parámetro de forma (Bailey y Dell, 1973) con una asimetría positiva. Sin embargo, la mayoría de los parámetros estimados de escala y forma sugieren asimetría positiva en la mayoría de las parcelas, con menos árboles en las categorías diamétricas de más de 40 cm. Este mismo patrón fue encontrado por Nord-Larsen y Cao, (2006) en bosques coetáneos de Dinamarca.

Tanto en el ajuste como en la validación el método de PPE resultó casi equivalente a ME para estimar los parámetros de la función Weibull de acuerdo con la prueba K-S. Esta razón justificó la elección para modelar los parámetros con variables de la parcela (diámetro mínimo, diámetro medio y diámetro cuadrático). En este caso no se usaron modelos no lineales pero no se descarta su uso pues estos han producido resultados satisfactorios como los encontrados por Gorgoso *et al.* (2007) en su estudio para *Betula alba* L. Sin embargo, los estadísticos de ajuste de los modelos que predicen los parámetros de la función Weibull (PPE) fueron superiores a los publicados por Nanang (1998), con valores del coeficiente de determinación de 0.91, 0.71 y 0.83



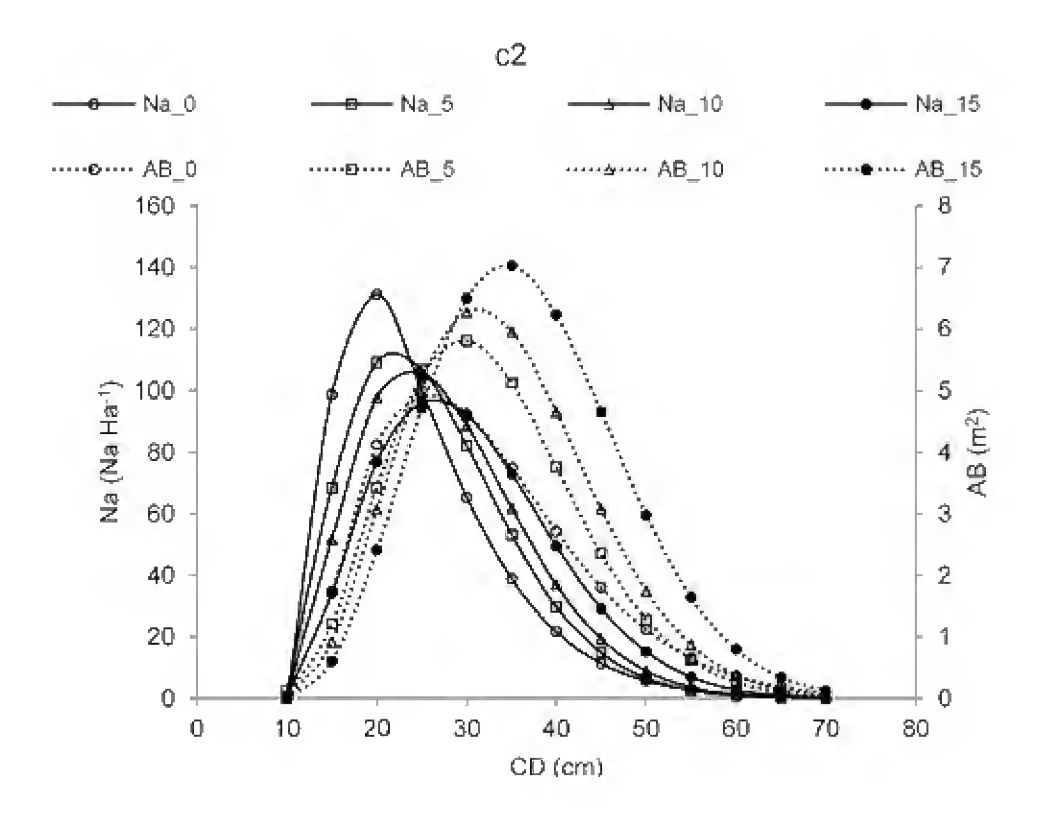


FIGURA 3. Distribuciones diamétricas por los métodos usados para la estimación de los parámetros de la función Weibull (c1) y proyección de la distribución de diámetros y área basal a 5, 10 y 15 años con PPE (d1).

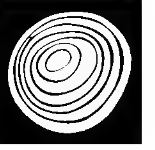
para los parámetros de localización, escala y forma respectivamente.

Los resultados aquí obtenidos son muy similares a los obtenidos por Torres-Rojo *et al.* (2000) en la metodología que plantea para estimar los parámetros de la función Weibull. Para el parámetro de forma (expresión E3) con el uso del diámetro medio, diámetro cuadrático y diámetro mínimo, como variables de la parcela, se logró un ajuste con 90% de explicación de la varianza, considerando que este parámetro se ha estimado con poca precisión con valores por abajo de 60% en otros estudios (Reynolds *et al.*, 1985; García *et al.*, 2002; Gorgoso *et al.* 2007).

El método de MLE fue el menos sesgado, mientras que PE fue el más sesgado y con la mayor variabilidad en el ajuste, resultados similares a los encontrados por Shiver (1988). Para la validación, PPE fue el menos sesgado y ME y PPE fueron los que menor variabilidad presentaron de acuerdo con el MSE. La estimación de los parámetros por PPE con variables de la parcela en el proceso de validación fue muy similar a los estimados por ME, el método PPE fue mejor que MLE y PE de acuerdo con los estadísticos usados (Bias, MAE, MSE, EI y K-S). El índice promedio de error (*EI*) ponderado por el área basal de las categorías diamétricas de cada parcela muestra que en el proceso de validación PPE es mejor que los demás métodos analizados, lo que evidencia la capacidad de estimación de los parámetros por predicción de parámetros.

La estimación de los parámetros por PPE a través de relaciones lineales con variables del rodal permiten obtener estimaciones eficientes de los valores de la función Weibull, además los parámetros pueden ser proyectados con ecuaciones dinámicas de las variables predictoras (Nanang, 1998; Lei, 2008).

Los resultados de este estudio permiten diferenciar que la estimación de los parámetros de la función Weibull por ME fue mejor que la estimación por MLE (Nanang, 1998), contrastando lo señalado por Shifley y Lentz (1985) que consideran mejor a MLE por precisión y mínima varianza en los estadísticos de ajuste. El método PE resultó inferior que ME, PPE y MLE, situación similar a la encontrada por Zarnoch y Dell (1985) y Nanang, (1998). Lei (2008) también encontró que la estimación por ME fue mejor que MLE y la obtenida por mínimos cuadrados ordinarios para *Pinus tabulaeformis* basado en el menor MSE. Vallejos-Barra *et al.* (2009) encontraron que el mejor método de estimación de los parámetros fue PE para *Pinus taeda*; mientras que Liu *et al.* (2004) mencionan para *Picea mariana* que el método PE presenta ventajas contra ME y PPE en términos de error, los resultados del estudio muestran que la función Weibull puede ser usada para



modelar las distribuciones diamétricas de las masas incoetáneas con mezcla de especies.

La predicción de parámetros (PPE) usando características de rodal como variables predictoras de los parámetros de localización, escala y forma de la función Weibull, representa una opción práctica, flexible y eficiente para modelar las estructuras diamétricas de las áreas estudiadas, la implementación es sencilla ya que las relaciones lineales de los parámetros consideran variables que comúnmente se miden o calculan en los inventarios forestales y en la ejecución de los programas de manejo forestal (Erikäinen y Maltamo, 2003).

La recuperación de los parámetros de la función Weibull vía ME resultó ser el método más eficiente y sugiere que las estructuras diamétricas de las masas mezcladas en términos generales tienen un comportamiento unimodal. El sistema construido es intrínsecamente incoetáneo pues se asume que a cada árbol se le puede estimar su edad a partir del diámetro. Esto es relevante ya que la filosofía de la función Weibull está centrada en la estimación de distribuciones diamétricas en masas coetáneas. Para el presente estudio la función Weibull se adaptó a las distribuciones de diámetros de las masas forestales bajo manejo irregular y que en pocos casos sigue una tendencia de j invertida, aunque en la proyección de las categorías diamétricas no se considera el reclutamiento ni la mortalidad, las formas de las curvas ejemplifican el cambio de las categorías diamétricas.

Con las ecuaciones dinámicas en forma ADA se pueden proyectar las variables de rodal (variables predictoras de los parámetros de la función Weibull) y la estimación de los parámetros para caracterizar las estructuras de diámetro y área basal futuras de forma dinámica. El presente trabajo se centró en ilustrar una estrategia de modelación dinámica de las distribuciones diamétricas de masas mezcladas, con los modelos dinámicos de atributos de la parcela o rodal y los modelos de predicción de los parámetros de la función Weibull se pueden proyectar las estructuras diamétricas de acuerdo con la dinámica de crecimiento del rodal y la implicación de tratamientos silvícolas, sin embargo, la limitante es que las proyecciones no consideran la mortalidad y reclutamiento. La consideración de funciones de distribución bimodales para modelar las estructuras diamétricas de masas mezcladas de *Pinus* y el uso de ecuaciones dinámicas en diferencia algebraica generalizada (GADA) para la proyección, representa una opción muy interesante para trabajos futuros.

Reconocimientos

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Beca No. 247171) y al Programa Forestal del Colegio de Postgraduados para la realización de los estudios doctorales, así mismo se agradece al Ejido San Diego de Tezains, Durango. México, por la disponibilidad para el uso de la información.

Referencias

Álvarez, J. G. y A. D. Ruiz. 1998. Análisis y modelización de las distribuciones diamétricas de *Pinus pinaster* Ait. *In* Galicia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 7(1 y 2):123-137.

Amaro, A., D. Reed, M. Tome y I. Themido. 1998. Modeling dominant height growth: Eucalyptus plantations in Portugal. *Forest Science* 44(1):37-46.

Bailey, R. L. y T. R. Dell. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science* 19(2):97-104.

Borders, B. E. y W. D. Patterson. 1990. Projecting stands tables: A comparison of the Weibull diameter distribution method, a Percentile-Based projection method, and a basal area growth projection method. *Forest Science* 36(2):413-424.

Cao, Q.V. 2004. Predicting parameters of Weibull function for modeling diameter distribution. *Forest Science* 50(5):682-685.

Cao, Q.V. 2012. Use of the Weibull function to predict future diameter distributions from current plot data. In: J.R. Butnor, J. R. ed. 2012. Proceedings of the 16th biennial southern silvicultural research conference. e-Gen. Tech. Rep. SRS-156. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. p:53-58.

Eerikäinen, K. y M. Maltamo. 2003. A percentile based basal area diameter distribution model for predicting the stand development of *Pinus kesiya* platations in Zambia and Zimbabwe. *Forest Ecology and Management* 172(1):109-124.

Fidalgo, T., C. Pacheco y B. R. Parresol. 2009. Describing maritime pine diameter distribution with Jhonson's S_B distribution using a new all-parameter recovery approach. *Forest Science* 55(4):367-373.

García, C., N. Cañadas y G. Montero. 2002. Modelización de la distribución diamétrica de las masas de *Pinus pinea* L. de Valladolid (España) mediante la function Weibull. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 11(2):263-282.

Gorgoso, J.J., J.G. Álvarez, A. Rojo y J.A. Garandas-Arias. 2007. Modeling diameter distributions of *Betula alba* L. stands in northwest Spain with the two-parameter Weibull function. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 16(2):113-123.

Hyink, D.M. y J.W. Moser. 1983. A generalized framework for projecting forest yield and stand structure using diameter distributions. *Forest Science* 29(1):85-95.

Kudus, K.A., M. I. Ahmad y J. Lopongan. 1999. Nonlinear regression approach to estimating Jhonson S_B parameters for diameter data. *Canadian Journal of Forest Research* 29(3):310-314.

Lei, Y. 2008. Evaluation of three methods for estimating the Weibull distribution parameters of Chinese pine (*Pinus tabulaeformis*). *Journal of Forest Science* 54(12):566-571.

Liu, Ch., S.Y. Zhang, Y.Lei, P.F. Newton y L. Zhang. 2004. Evaluation of three methods for predicting diameter distributions of black spruce (*Picea mariana*) plantations in central Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 34(12):2424-2432.

Maldonado, D. y J. Návar. 2002. Ajuste y predicción de la distribución Weibull a las estructuras diamétricas De plantaciones de pino de Durango, México. *Madera y Bosques* 8(1):61-72.

Nanang, D.M. 1998. Suitability of the Normal, Log-normal and Weibull distributions for fitting diameter distributions of neem plantations in Northern Ghana. *Forest Ecology and Management* 103(1):1-7.

Nord-Larsen, T. y Q.V. Cao. 2006. A diameter distribution model for even-aged beech in Denmark. *Forest Ecology and Management* 231(1-3):218-225.

Reynolds, M.R., T.E. Burk y W. Huang. 1988. Goodness-of-fit test and model selection procedures for diameter distribution models. *Forest Science* 34(2):373-399.

SAS Institute Inc., 2011. SAS/ETS® 9.3 User´s Guide. Cary, NC:, SAS Institute Inc.

Shifley, S. y Lentz E. 1985. Quick estimation of the three parameters Weibull to describe tree size distributions. *Forest Ecology and Management* 13(3-4):195-203.

Shiver, B. D. 1988. Sample sizes and estimation methods for the Weibull distribution for unthinned Slash Pine plantation diameter distributions. *Forest Science* 34(3):809-814.

Torres-Rojo, J.M., O.S. Magaña-Torres, y M. Acosta-Mireles. 2000. Metodología para mejorar la predicción de parámetros de la distribuciónes diamétricas (Ensayo). *Agrociencia* 34(5):627-637.

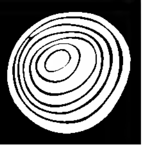
Tsu, T.C., R.A. Mugele y F.A. McClintock. 1952. A discussion of "A statistical distribution function of wide applicability" by W. Weibull and S. Sweden. *Journal of Applied Mechanics* 19:233-234.

Vallejos-Barra, O.S., D. Aedo-Ortiz, P.N. Izquierdo-Ossandon y M. Vázquez-Sandoval. 2009. Evaluación de procedimientos de ajuste óptimo de todos los parámetros de Weibull 3P para modelar la estructura horizontal en plantaciones de *Pinus taeda*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15(2):101-108.

Weibull, W. 1939. The phenomenon of rupture in solids. Proc. Royal Swedish Institute of Engineering Research (Ingeniorvetenskaps Akademiens Handlingar) 153:1-55

Weibull, W. y S. Sweden. 1951. A statistical distribution function of wide applicability. *Journal of Applied Mechanics* 73:293-297.

Zanakis, S.H. 1979. A simulation study of some simple estimators for the three-parameters Weibull distribution. *Journal of Statatistical Computation and Simulation* 9(2):101-116.



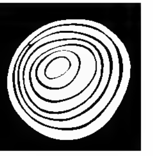
Zhang, L., J.H. Gove, Ch. Liu y W.B. Leak. 2001. A finite of two Weibull distributions for modeling the diameter distributions of rotated-sigmoid, uneven-aged stands. *Canadian Journal of Forest Research* 31(9):1654-1659.

Zhang, L., K.C. Packard and Ch. Liu. 2003. A comparison of estimation methods for fitting Weibull and Jhonson's S_B distributions to mixed spruce-fir stands in northeastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33(7):1340-1347.

Zarnoch, S.J. y T.R. Dell. 1985. An evaluation of percentile and maximum likelihood estimator of Weibull parameter. *Forest Science* 31(1):260-268

Manuscrito recibido el 10 de enero de 2014.
Aceptado el 9 de febrero de 2015.

Este documento se debe citar como:
Quiñonez B., G., H.M. De los Santos P., F. Cruz C., A. Velázquez M., G. Ángeles P. y G. Ramírez V. 2015. Modelación dinámica de distribuciones diamétricas en masas mezcladas de *Pinus* en Durango, México. *Madera y Bosques* 21(2):59-71.



Modelos de **perfiles fustales** con una estructura de error autorregresiva para plantaciones de *Eucalyptus tereticornis* en Colombia

Taper models with an autoregressive error structure for *Eucalyptus tereticornis* plantations in Colombia

Ana Milena López[1,*], Alonso Barrios[2] y Guillermo Trincado[3]

[1] Facultad de Ingeniería Forestal. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia.
* Autor de correspondencia. amlopeza@ut.edu.co

[2] Facultad de Ingeniería Forestal. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia. Escuela de Graduados, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. abarriost@ut.edu.co.

[3] Instituto de Bosques y Sociedad. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. gtrincad@uach.cl.

Resumen

En esta investigación se evaluó el desempeño de catorce modelos de perfiles fustales para su utilización en plantaciones de *Eucalyptus tereticornis*. Los modelos evaluados correspondieron a tres tipos: polinomiales, segmentados y de exponente variable. Se utilizó una muestra de 130 árboles colectados en plantaciones con edades entre cinco y doce años, localizadas en la costa atlántica colombiana. Durante el proceso de estimación de parámetros se utilizó un modelo autorregresivo de tiempo continuo (CAR) para expandir la estructura de error y minimizar el efecto de la autocorrelación que se genera de las mediciones longitudinales realizadas a lo largo del fuste. La evaluación de los modelos consideró una comparación de la capacidad predictiva respecto a diámetros para una altura fustal *h*, altura fustal para un diámetro fustal *d*, volumen acumulado hasta la altura fustal *h* y volumen acumulado hasta un diámetro fustal *d*. Medidas de sesgo, precisión y error promedio fueron empleadas para la comparación de los modelos. La incorporación de un modelo autorregresivo de orden 3 CAR(3) permitió representar adecuadamente la autocorrelación de los residuales en todos los casos. Los modelos de exponente variable presentaron las mejores bondades de ajuste y predicción.

Palabras clave: ahusamiento, costa atlántica colombiana, diámetro fustal, funciones matemáticas, volumen comercial.

Abstract

This research evaluated the performance of fourteen stem taper models for their use in *Eucalyptus tereticornis* forest plantations. Three types of models were evaluated: polynomials, segmented and variable-exponent models. A sample of 130 trees collected in forest plantations with stand ages between five and twelve years-old located at the Atlantic Colombian coast was used. During the parameter estimation process a continuous time autoregressive model (CAR) was used in order to expand the error structure, reducing the effect of the autocorrelation generated by the longitudinal measurements taken along the stem. The model evaluation considered a comparison of the predictive ability respect to the prediction of upper-stem diameter, upper-stem heights, merchantable volume until a given stem-height and merchantable volume until a given stem-diameter. Measures of bias, precision and error were used for evaluating the models. A third-order continuous-time autoregressive model CAR(3) allowed to adequately model the residual autocorrelation for all stem profile models. The variable-exponent models showed the best performance in terms of goodness of fit and predictive capability.

Key words: stem taper, Colombian Atlantic coast, stem diameter, mathematical functions, merchantable volume.

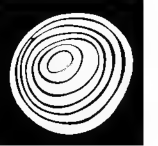
Introducción

Los modelos de perfiles fustales son funciones matemáticas que permiten predecir diámetros a diferentes alturas del fuste, predecir la altura para un determinado diámetro fustal y predecir el volumen total o entre distintas alturas fustales mediante la integración del modelo (Kozak, 2004). Esta última característica representa la mayor ventaja de los modelos de perfiles fustales, considerando que no es suficiente conocer el volumen total del árbol sino la manera como este se distribuye en los diferentes productos demandados por la industria (Heidarsson y Pukkala, 2011). En el manejo de plantaciones forestales se requieren herramientas para la planificación como sistemas de procesamiento de inventarios y de proyección de crecimiento y rendimiento. En ambos casos la cuantificación de las existencias de madera, así como la desagregación en productos es realizada a través de modelos de perfiles fustales (Trincado y Burkhart, 2006).

Diferentes tipos de modelos han sido utilizados para describir el perfil fustal: modelos polinomiales simples, modelos segmentados y modelos de exponente variable (Burkhart y Tomé, 2012). Los primeros estudios incluyeron el uso de polinomios con potencias altas (Bruce *et al.*, 1968; Real y Moore, 1986; Thomas y Parresol, 1991; Jiménez *et al.*, 1994; Rentería, 1995). Sin embargo, su debilidad está en la dificultad de describir la base del árbol (Heidarsson y Pukkala, 2011). Otros estudios han usado modelos segmentados, los cuales requieren de varias funciones para describir cada una de las secciones del fuste (Max y Burkhart, 1976; Cao *et al.*, 1980; Parresol *et al.*, 1987). Los mayores inconvenientes en su uso radican en la dificultad de estimar sus parámetros a través de algoritmos de minimización del error (Benbrahim y Gavaland, 2003). Estudios más recientes han usado modelos de exponente o forma variable, los cuales usan un exponente que cambia de manera continua a lo largo del fuste del árbol (Kozak, 1988; Pérez *et al.*, 1990; Newnham, 1992; Torrubiano y Salinas, 1998; Bi, 2000; Kozak, 2004).

El modelamiento de perfiles fustales requiere datos provenientes de mediciones longitudinales realizadas a lo largo del fuste de un mismo individuo. Esta estructura de datos, genera observaciones que están correlacionadas en diferente grado dependiendo de la distancia existente entre las mediciones realizadas (Tassisa y Burkhart, 1998). La eliminación de los efectos de la autocorrelación en la estimación de parámetros ha sido orientada generalmente desde dos enfoques metodológicos. El primero es modelar la estructura del error directamente a través de un modelo autorregresivo (Rojo *et al.*, 2005) y el segundo, emplear técnicas de modelamiento mixto (De-Miguel *et al.*, 2012). Sin embargo, otros estudios también han combinado ambos enfoques (Gómez *et al.*, 2013).

Estudios que comparan distintos tipos de modelos fustales han indicado que la precisión de un modelo fustal depende de la especie (Rojo *et al.*, 2005; Gezán *et al.*, 2009). Esto demuestra que no existe un único tipo de modelo fustal que se ajuste adecuadamente a todas las especies (Muhairwe, 1999). Para el caso de los eucaliptos se han publicado varios tipos de modelos que se han comportado satisfactoriamente. Guimarães *et al.* (1995) encontraron que un polinomio de tercer grado era suficiente para describir la forma fustal para *Eucalyptus dunnii* Maiden en Rio Grande do Sul, Brasil. Muhairwe (1999) desarrolló modelos de exponente variable para *Eucalyptus pilularis* Smith y *Eucalyptus grandis* W. Hill *ex* Maiden en Australia y los comparó con los modelos de Max y Burkhart (1976), Kozak (1988) y una modificación del modelo de Gordon (1983). Para *E. pilularis* el modelo de exponente variable desarrollado fue el más adecuado y para *E. grandis* el modelo de Gordon (1983) modificado. Mendonça *et al.* (2007) seleccionaron el modelo de Ormerod (1973) por su capacidad de predecir alturas y volúmenes comerciales en *Eucalyptus sp.* en Brasil. Tomé *et al.* (2007) ajustaron modelos polinomiales simples a perfiles fustales de *Eucalyptus globulus* Labill. en Portugal, encontrando que el modelo de Biging (1984) era el más adecuado para predecir diámetros con y sin corteza. Souza *et al.* (2008) presentan una comparación entre modelos polinomiales simples ajustados a perfiles fustales de *Eucalyptus sp.* en Brasil, encontrando nuevamente que el modelo de Biging (1984) se comporta mejor en la predicción de alturas y volúmenes comerciales. Para el caso



Eucalyptus tereticornis Smith son escasos los estudios que han desarrollado modelos de perfiles fustales para esta especie. Gaillard *et al.* (1997) evaluaron los modelos polinomiales simples desarrollados por Kozak *et al.* (1969) y Demaerschalk (1972) a una muestra de árboles provenientes de una plantación experimental en Argentina.

Durante la última década, más de 10 000 hectáreas de plantaciones de *E. tereticornis* han sido establecidas en la costa atlántica colombiana (Madeflex, 2010). Estas plantaciones constituyen una fuente importante de materia prima para la industria de tableros de partículas y aserraderos en esta región (Obregón y Restrepo, 2007). Estas plantaciones han tomado mayor relevancia al haber sido integradas en programas de reforestación con pequeños productores con rotaciones desde los 7 años a los 12 años de edad. Sin embargo, a pesar de la expansión de plantaciones de *E. tereticornis* en la costa atlántica colombiana aún no se han desarrollado modelos de perfiles fustales para la especie. Debido a la importancia comercial de *E. tereticornis* existe actualmente la necesidad de desarrollar modelos que permitan desagregar volúmenes a nivel de productos.

Objetivos

Para la construcción de modelos de perfiles fustales, esta investigación plantea la hipótesis que existen diferencias en la capacidad predictiva entre los distintos tipos de modelos: modelos polinomiales, modelos segmentados y modelos de exponente variable para *E. tereticornis*. Por otro lado, se asume que la incorporación de una estructura de error autorregresiva en el proceso de estimación de parámetros permitiría modelar la correlación de los errores y obtener errores estándar insesgados de los parámetros poblacionales. Los objetivos específicos establecidos son (a) desarrollar modelos de perfiles fustales para plantaciones de *E. tereticornis* establecidas en la costa atlántica colombiana, (b) incluir en el proceso de estimación de parámetros un modelo autorregresivo en tiempo continuo (CAR) para modelar la autocorrelación de los errores y (c) evaluar el comportamiento de los modelos desarrollados respecto a su capacidad para predecir cuatro atributos: diámetro fustal para una determinada altura fustal, altura fustal para un determinado diámetro fustal y volúmenes acumulados hasta un determinado diámetro o altura fustal. Los modelos de perfiles fustales mejor evaluados permitirán estimar volúmenes comerciales en labores de inventario y podrán también ser incluidos en un sistema de proyección del crecimiento y rendimiento.

Materiales y métodos

Datos

La información de perfiles fustales ha sido recopilada por la Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF) entre los años 2008 y 2013. Los datos fustales utilizados en este estudio provienen de dos predios pertenecientes a la Reforestadora San Sebastián (RESS) localizadas en el sur del departamento de Magdalena en la costa atlántica colombiana en las coordenadas de latitud 9°20'4.98"N y longitud 74°16'11.32"O (Barrios *et al.*, 2011). En total se seleccionaron dieciocho rodales con edades entre cinco y doce años para realizar muestreo destructivo. Un total de 130 árboles fueron derribados, cubriendo un intervalo de diámetro a una altura de 1,3 metros (*D*) entre 9,9 cm y 27,5 cm y un intervalo de altura total (*H*) entre 12,3 m y 34,1 m (Tabla 1).

Los árboles seleccionados debieron cumplir con las siguientes condiciones: i) tener un fuste recto y no presentar bifurcaciones y ii) no tener daños mecánicos o problemas fitosanitarios. Las mediciones realizadas en cada árbol en pie incluyeron el diámetro a 1,3 m (*D*) y altura total (*H*). A lo largo del fuste se tomaron mediciones de diámetros con y sin corteza incluyendo la base, *D*, y a partir de este cada metro hasta alcanzar un diámetro límite de 5 cm (López *et al.*, 2011). Adicionalmente, con el propósito de mejorar la descripción de la sección basal de los perfiles fustales se tomó una medición de diámetro con y sin corteza a una altura de 50 cm desde la base del árbol derribado. La estimación del volumen de cada una de las secciones se obtuvo a través de la fórmula de aproximación de *smalian* y la última sección utilizando la fórmula de volumen de un cono (Avery y Burkhart, 2001).

La base de datos de perfiles fustales fue dividida en una base de ajuste para la estimación de los parámetros y una base para realizar la validación de los modelos (Tabla 1). La base de ajuste consideró la selección de un total de 90 perfiles fustales (69,2% del total) y la base de validación un total de 40 perfiles fustales (30,8% del total). El procedimiento de selección de árboles para la base de validación fue seleccionar de manera aleatoria 10 individuos dentro de las cuatro clases de tamaños definidas por los percentiles de la distribución de diámetros a 1,3 m: (0-25, 25-50, 50-75 y 75-100)%. Este procedimiento permitió asegurar que la base de ajuste y validación incluyera árboles de similar clase diamétrica (Tabla 1).

Modelos fustales evaluados

Para este estudio, se seleccionaron catorce modelos de perfiles fustales con el propósito de evaluar y comparar su capacidad predictiva (Tabla 2). Los modelos seleccionados fueron agrupados en modelos polinomiales simples, modelos segmentados y modelos de exponente variable (Burkhart y Tomé, 2012). La siguiente notación fue utilizada para describir cada una de las variables incluidas en los distintos tipos de modelos: D es el diámetro con corteza (cm) a una altura de 1,3 m sobre el suelo; H es la altura total del árbol (m); d es el diámetro sin corteza (cm) a una altura fustal h; h es la altura fustal (m); HI es la altura desde el suelo al punto de inflexión (m); V es el volumen total sin corteza (m^3); $T = (H\text{-}h)/H$; $X = (H\text{-}h)/(H\text{-}1{,}3)$; $Z = h/H$; $k = \pi/40\,000$; $p = HI/H$; $t = 1{,}3/H$; ln es el logaritmo natural y a_i, b_i, c, p son parámetros a ser estimados (i = 1, 2, ..., n).

Estimación de parámetros y autocorrelación de residuos.

La estimación de parámetros para cada uno de los modelos se realizó utilizando el algoritmo de minimización de la suma de cuadrados del error de MARQUARDT implementada en la subrutina PROC MODEL contenida en el *software* estadístico *Statistical Analysis System*, utilizando el método *Full Information Maximum Likelihood* (FIML) (SAS Institute Inc., 2009). Los datos provenientes de perfiles fustales representan múltiples mediciones longitudinales que se realizan a lo largo del fuste de cada individuo. Por lo tanto, es razonable esperar la presencia de autocorrelación en los residuales del modelo fustal, violando el supuesto de independencia de los residuales en análisis de regresión (Burkhart y Tomé, 2012). El no considerar la autocorrelación de los residuales tiene un efecto sobre la eficiencia en la estimación de parámetros obteniéndose errores estándar sesgados (Pompa-García *et al.*, 2012). Con el propósito de considerar la autocorrelación existente en los datos fustales, se utilizó un modelo autorregresivo en tiempo continuo CAR(x) apropiado para datos no balanceados y no equidistantes para modelar la estructura del error y mejorar la eficiencia del modelo (Zimmerman y Núñez-Antón, 2001). En el estudio se expandió el término del error de la siguiente forma.

$$e_{ij} = \sum_{k=1}^{k=x} I_k \ \rho_k^{h_{ij}-h_{ij-k}} \ e_{ij-k} + \varepsilon_{ij}$$

donde e_{ij} es el j-ésimo residuo del árbol i, $I_k = 1$ para $j > k$ y es 0 para $j = k$ (k = 1, 2, ..., x), ρ_k es el parámetro autorregresivo de orden k a estimar, $h_{ij}\text{-}h_{ij-k}$ es la distancia que

TABLA 1. Estadística descriptiva para la base de ajuste y validación.

Datos	n	*D* (cm)			*H* (m)		
		media	rango	CV (%)	media	rango	CV (%)
Ajuste	90	16,2	9,9-27,5	24,2	20,4	12,3-34,1	19,9
Validación	40	16,4	10,5-23,3	22,3	20,2	12,8-31,9	21,6
Total	130	16,2	9,9-27,5	23,5	20,4	12,3-34,1	20,4

CV (%): coeficiente de variación.



TABLA 2. Descripción de modelos fustales evaluados.

Modelo	Expresión matemática	
Modelos polinomiales simples		
Bruce *et al.* (1968)	$d = D\begin{bmatrix} b_1 X^{1,5} + b_2(X^{1,5} - X^3)D + b_3(X^{1,5} - X^3)H + b_4(X^{1,5} - X^{32})HD \\ + b_5(X^{1,5} - X^{32})H^{0,5} + b_6(X^{1,5} - X^{40})H^2 \end{bmatrix}^{12} + \varepsilon$	(1)
Real y Moore (1986)	$d = D[X^2 + b_1(X^3 - X^2) + b_2(X^8 - X^2) + b_3(X^{40} - X^2)]^{12} + \varepsilon$	(2)
Thomas y Parresol (1991)	$d = D[b_1(Z-1) + b_2 \sin(c\pi Z) + b_3 \cot an(\pi Z\, 2)]^{12} + \varepsilon$	(3)
Jiménez *et al.* (1994)	$d = D[b_0 + b_1 Z + b_2 Z^2 + b_3 Z^3 + b_4 Z^4 + b_5 Z^5]^{12} + \varepsilon$	(4)
Rentería (1995)	$d = D[b_1 T + b_2 T^2 + b_3 T^3]^{12} + \varepsilon$	(5)
Modelos segmentados		
Max y Burkhart (1976)	$d = D[b_1(Z-1) + b_2(Z^2-1) + b_3(a_1 - Z)^2 I_1 + b_4(a_2 - Z)^2 I_2]^{12} + \varepsilon$ $I_i = 1\ si\ (a_i - Z) \geq 0, 0\ si\ no.(i = 1,2)$	(6)
Cao *et al.* (1980)	$d = [(V/kH)(2T + b_1(3T^2 - 2T) + b_2(T - a_1)^2 I_1 + b_3(T - a_2)^2 I_2)]^{12} + \varepsilon$ $I_i = 1\ si\ (T - a_i) \geq 0, 0\ si\ no.(i = 1,2)$	(7)
Parresol *et al.* (1987)	$d = D[T^2(b_1 + b_2 T) + (T - a_1)^2[b_3 + b_4(T - 2a_1)]I]^{12} + \varepsilon$ $I = 1\ si\ (T - a_1) \geq 0, 0\ si\ no.$	(8)
Modelos de exponente variable		
Kozak (1988)	$d = b_0 D^{b_1} b_2^D \begin{bmatrix} 1 - \sqrt{Z} \\ 1 - \sqrt{p} \end{bmatrix}^{b_3 Z^2 + b_4 \ln(Z + 0,001) + b_5\sqrt{Z} + b_6 \exp(Z) + b_7 D/H} + \varepsilon$	(9)
Pérez *et al.* (1990)	$d = b_0 D^{b_1} \left[\dfrac{1 - \sqrt{Z}}{1 - \sqrt{p}}\right]^{b_2 Z^2 + b_3 \ln(Z + 0,001) + b_4 D/H} + \varepsilon$	(10)
Newnham (1992)	$d = DX^{1/\exp[b_0 + b_1 X + b_2 X^2 + b_3 X^2 (D/H) + b_4 (H/h^{0,5}) + b_5 D(H/h)]} + \varepsilon$	(11)
Torrubiano y Salinas (1998)	$d = DX^{1/\exp[b_0 + b_1 X + b_2 X^6 + b_3 (D/H) + b_4 (H^2/h) + b_5 (H/h^{0,5})]} + \varepsilon$	(12)
Bi (2000)	$d = D\begin{Bmatrix} \ln\sin[(\pi/2)Z] \\ \ln\sin[(\pi/2)t] \end{Bmatrix}^{b_0 + b_1 \sin\left(\frac{\pi}{2}Z\right) + b_2 \cos\left(\frac{3\pi}{2}Z\right) + b_3 \sin\left(\frac{\pi}{2}Z\right)/Z + b_4 D + b_5 Z\sqrt{D} + b_6 Z\sqrt{H}} + \varepsilon$	(13)
Kozak (2004)	$d = b_0 D^{b_1} H^{b2} \left[\dfrac{1 - \sqrt[3]{Z}}{1 - \sqrt[3]{t}}\right]^{b_3 Z^4 + b_4\left(\frac{1}{\exp(D/H)}\right) + b_5\left[\frac{1 - \sqrt[3]{Z}}{1 - \sqrt[3]{t}}\right]^{0,1} + b_6 (1/D) + b_7 H^{1 - \sqrt[3]{Z}} + b_8\left[\frac{1 - \sqrt[3]{Z}}{1 - \sqrt[3]{t}}\right]} + \varepsilon$	(14)

separa la altura de medición *j*-ésima de la altura de medición *j*-ésima-*k* en cada árbol ($h_{ij} > h_{ij-k}$) y ε_{ij} es el error aleatorio (Pompa-García *et al.*, 2012). Inicialmente, para cada uno de los modelos la estimación de parámetros se realizó sin considerar la inclusión de un modelo de error autorregresivo CAR(x). Posteriormente, se incluyó la estructura de error autorregresivo CAR(1), CAR(2) y CAR(3) y se evaluó la autocorrelación de los residuales utilizando como indicador el estadístico Durbin-Watson (D-W), donde un valor de D-W igual o cercano a 2 indica ausencia de autocorrelación en los residuales (Verbeek, 2004).

Evaluación y comparación de modelos

La bondad de ajuste de los modelos a la muestra de datos fustales (*n* = 90 árboles) fue evaluada utilizando como criterios el error estándar de estimación ($S_{y.x}$)

$$S_{y.x} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (y_i - \hat{y}_i)^2}{(n - p)}}$$

el coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj})

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{(n-1)\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{(n-p)\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y}_i)^2}$$

y el logaritmo de la verosimilitud (*LL*),

$$LL = L(\boldsymbol{\theta}, \sigma^2) = -\frac{n}{2}\log(2\pi\sigma^2) - \frac{1}{2\sigma^2}\sum_{i=1}^{n}[y_i - f(x_i;\boldsymbol{\theta})]^2$$

donde y_i es la variable dependiente observada, $\hat{y}_i$ es la variable dependiente estimada, $\bar{y}$ es la variable media observada, n es el número total de observaciones y p es el número de parámetros del modelo, $L(\theta,\sigma^2)$ es el logaritmo de la función de verosimilitud, considerando errores *i.i.d.* que se aproximan a la normal con media 0 y varianza σ^2, $f()$ es una función no lineal de la matriz de variables regresoras x_i con un vector de parámetros θ (Seber y Wild, 2003).

Todos los modelos fustales fueron ajustados utilizando los diámetros sin corteza como variable dependiente para efectos de comparar estos estadísticos.

La multicolinealidad es otro de los problemas que se presenta en el ajuste de modelos de perfiles fustales. Esta se refiere a la correlación existente entre variables explicativas en modelos lineales múltiples y entre los parámetros estimados de modelos no lineales (Burkhart y Tomé, 2012), afectando la precisión de las estimaciones (Rojo *et al.*, 2005). Para evaluar la presencia de multicolinealidad en los modelos ajustados se empleó el número de condición (NC), el cual es igual a la raíz cuadrada de la razón entre el autovalor más grande y el más pequeño de la matriz de correlación de los parámetros del modelo. De acuerdo con Belsey *et al.* (2004), con valores de NC entre 5 y 10, se considera que no hay problemas de multicolinealidad, valores entre 30 y 100 están asociados con problemas moderados a fuertes de multicolinealidad y valores de NC superiores se asocian con problemas graves de multicolinealidad. En el estudio, aquellos modelos que presentaron problemas severos de multicolinealidad fueron eliminados para el análisis de su capacidad predictiva.

La validación de los modelos fustales consideró la evaluación de la capacidad predictiva respecto a cuatro importantes atributos de este tipo de modelos: predicción de diámetros a cualquier altura fustal, predicción de alturas fustales para cualquier diámetro fustal, predicción de volúmenes acumulados hasta diversas alturas fustales y predicción de volúmenes acumulados hasta diversos diámetros fustales. En la mayoría de los estudios publicados, la comparación de modelos fustales se ha realizado considerando la evaluación de la capacidad para predecir diámetros fustales y volúmenes comerciales (Torrubiano y Salinas, 1998; Gezan *et al.*, 2009). En este estudio se pretende analizar y evaluar de manera más completa cada uno de los modelos fustales seleccionados (Tabla 2).

La metodología de validación propuesta por Arabatzis y Burkhart (1992) fue utilizada para evaluar la capacidad predictiva de los modelos. De esta manera, los residuales se definieron como:

$$e_{ij} = y_{ij} - \hat{y}_{ij}$$

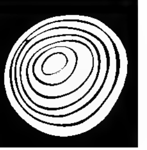
donde y_{ij} es la variable de interés observada en el j-ésimo punto de medición del i-ésimo árbol y $\hat{y}_{ij}$ es la variable de interés predicha para el j-ésimo punto de medición del i-ésimo árbol.

Para cada árbol se definió una medida de sesgo que corresponde a la media aritmética de sus residuales:

$$\bar{e}_i = \frac{1}{n_i}\sum_{j=1}^{n_i} e_{ij}$$

donde n_i es el número de puntos de medición del i-ésimo árbol.

Adicionalmente, se calculó la varianza de los residuales que se utilizó como una medida de precisión para cada árbol:



$$v_i = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} e_{ij}^2 - \frac{\left(\sum_{j=1}^{n_i} e_{ij}\right)^2}{n_i}}{n_i - 1}$$

A partir de ambos estadísticos se determinó una medida de error medio para cada árbol combinando la medición de sesgo y precisión:

$$MS_i = \bar{e}_i^{\,2} + v_i$$

Posteriormente, se obtuvieron valores medios de $\bar{e}_i$, v_i y MS_i para los árboles muestra evaluados. Finalmente, los valores de $\bar{e}$, $\sqrt{\bar{v}}$ y $\sqrt{\overline{MS}}$ fueron utilizados en el proceso de evaluación y comparación de la capacidad predictiva de los modelos de perfiles fustales. Para la selección del mejor modelo fustal se calificó a cada uno de ellos de acuerdo con los valores de error ($\sqrt{\overline{MS}}$) obtenidos en la predicción de diámetros fustales, alturas fustales y volúmenes acumulados. Para cada una de las variables analizadas, al modelo fustal que presentó el menor error se le asignó el valor 1, al segundo modelo con el menor error se le asignó el valor 2 y así sucesivamente hasta alcanzar la última posición. Finalmente, el *ranking* de los modelos se obtuvo promediando los valores obtenidos para cada uno de los cuatro atributos analizados. El modelo que presentó el menor valor fue considerado como el mejor evaluado.

Resultados

Evaluación de autocorrelación

La estimación de parámetros para los modelos fustales sin incluir una estructura autorregresiva del error presentaron valores de D-W entre 0,559 y 0,894, indicando presencia de autocorrelación en los residuales (Tabla 3). Para todos los modelos, la incorporación de un modelo autorregresivo de orden CAR(1), CAR(2) y CAR(3) permitió modelar y disminuir la autocorrelación de los residuales evaluado a través de los valores del estadístico D-W (Tabla 3). Para los catorce modelos de perfiles fustales evaluados el estadístico D-W alcanzó valores entre 1,954 y 2,081 con un promedio de 2,012 (más cercano a 2) cuando se agregó el modelo autorregresivo CAR(3), comparado con los valores promedios de 1,602 y 1,889 para el modelo autorregresivo CAR(1) y CAR(2), respectivamente (Tabla 3). Por lo tanto, para todos los modelos fustales se decidió incorporar un modelo autorregresivo CAR(3) durante el proceso de estimación de parámetros. La figura 1 presenta el comportamiento de los residuales en la predicción de diámetros fustales para el modelo fustal (10) propuesto por Pérez *et al.* (1990). En la estimación de parámetros sin incluir una estructura autorregresiva de error, se presentó una alta correlación de los errores para el primero (LAG1), segundo (LAG2) y tercer retardo (LAG3). Cuando se incorporó en el proceso de estimación de parámetros del modelo la estructura autorregresiva de error CAR(3), se observa que la correlación de los errores para cada uno de los retardos disminuyó considerablemente.

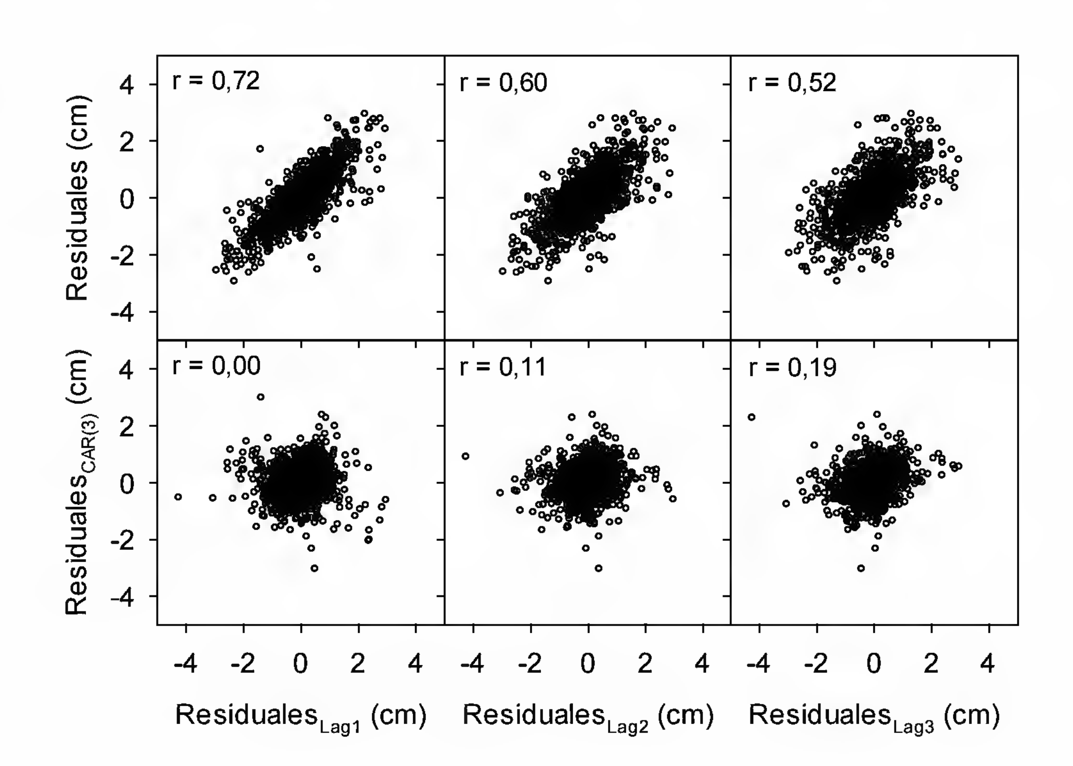


Figura 1. Residuales generados por el modelo de Pérez *et al.* (1990) frente a los residuales con uno, dos y tres retardos. Sin estructura autorregresiva del error (panel superior) y con estructura autorregresiva del error (panel inferior).

Estimación de parámetros

Los parámetros estimados para los modelos de perfiles fustales, incluyendo un modelo autorregresivo CAR(3), se presentan en la tabla 4. Para el parámetro p del modelo (9) y del modelo (10) se probaron valores entre 0,05 y 0,40,

Tabla 3. Estadístico de Durbin-Watson (D-W) para cada uno de los modelos con y sin la adición de un modelo autorregresivo en tiempo continúo.

Modelo	DW	$DW_{CAR(1)}$	$DW_{CAR(2)}$	$DW_{CAR(3)}$
1	0,578	1,593	1,906	2,004
2	0,728	1,677	1,974	2,081
3	0,679	1,551	1,881	1,992
4	0,773	1,638	1,922	2,037
5	0,894	1,739	1,893	1,954
6	0,647	1,602	1,904	2,005
7	0,701	1,682	1,957	2,058
8	0,654	1,390	1,572	2,003
9	0,646	1,646	1,944	2,034
10	0,656	1,653	1,945	2,032
11	0,606	1,554	1,880	1,993
12	0,579	1,509	1,853	1,976
13	0,559	1,553	1,884	1,991
14	0,635	1,635	1,934	2,014

lográndose el mejor ajuste de los modelos al considerar un valor de 0,35. El parámetro *c* del modelo (3) se igualó a 2,0 con el que se obtuvieron los mejores resultados de ajuste. Los resultados obtenidos indicaron que el error estándar de los modelos fustales se mantuvo entre 0,600 cm y 0,890 cm, el coeficiente de determinación ajustado alcanzó valores entre 0,974 y 0,988 y el logaritmo de la función de verosimilitud varió entre -2271 y -1581. El modelo (1), entre los modelos polinomiales simples; el modelo (7), entre los segmentados y el modelo (14), entre los modelos de exponente variable, fueron los mejor evaluados al observar los indicadores de bondad de ajuste. Entre todos los modelos, el modelo (14) presentó el menor error estándar de estimación, seguido por los modelos (9) y (7). Los modelos (6), (9), (10) y (14) presentaron los mayores valores de coeficiente de determinación ajustado. Los modelos (14) y (7) presentaron los mayores valores de logaritmo de la función de verosimilitud.

Evaluación de multicolinealidad

Debido a problemas de multicolinealidad entre sus parámetros estimados, los modelos (4) y (8) fueron eliminados del proceso de evaluación de la capacidad predictiva (Jiménez *et al.*, 1994; Parresol *et al.*, 1987). Estos modelos presentaron valores de NC de 1213 y 8872. Los modelos restantes presentaron valores de NC que oscilaron entre 2 y 273 donde se espera que los efectos de la multicolinealidad no sean severos (Tabla 4). Los modelos polinomiales simples presentaron los menores valores de multicolinealidad, exceptuando el modelo (4) que presentó el valor más alto de número de condición (NC = 8872).

Capacidad predictiva de los modelos

Los modelos de exponente variable (10) y (14) propuestos por Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004) obtuvieron el menor *ranking* promedio entre los modelos evaluados (Tabla 5). Ambos modelos ocuparon siempre los primeros lugares respecto a la predicción de diámetros, volumen acumulado hasta un determinado diámetro y volumen acumulado hasta una determinada altura fustal. Estos dos modelos presentaron errores promedio de 0,814 cm y 0,891 cm en la predicción de diámetros fustales y de 0,952 m y 0,967 m en la predicción de alturas fustales. En la predicción de volúmenes acumulados a partir de una altura conocida, los modelos presentaron valores de 0,012 m^3 y 0,013 m^3, respectivamente y en la predicción de volúmenes acumulados hasta un diámetro conocido ambos presentaron valores iguales a 0,019 m^3 (Tabla 5).

La tabla 6 muestra el comportamiento de las medidas de sesgo, precisión y error probable a lo largo del fuste en clases de altura relativa. Se observa que no existen diferencias considerables para los dos modelos. Los modelos presentan alta consistencia en sus predicciones, los mayores errores probables en diámetros fustales se encuentran en la base (hasta 10% de h/H) y hacia el ápice del árbol (entre 60% y 90% de h/H) con valores de 1,028 cm a 1,184 cm y 1,027 cm a 1,123 cm, respectivamente. Para las predicciones de alturas fustales, los mayores errores probables fueron encontrados en la sección media del fuste (entre 20% y 90% de h/H) con valores de hasta 1,001 m - 1,379 m y

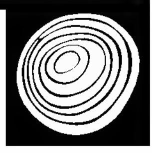


Tabla 4. Parámetros estimados, error estándar ($S_{y.x}$), coeficiente de determinación ajustado (R^2_{adj}), logaritmo de verosimilitud (*LL*) y número de condición (NC) para los modelos seleccionados (*n* = 90 árboles).

Modelo	$\hat{b}_0$	$\hat{b}_1$	$\hat{b}_2$	$\hat{b}_3$	$\hat{b}_4$	$\hat{b}_5$	$\hat{b}_6$	$\hat{b}_7$	$\hat{b}_8$	$\hat{a}_1$	$\hat{a}_2$	$S_{y.x}$	R^2_{adj}	*LL*	NC
1	-	0,8398	-0,0344	0,0288	0,0001	0,0221	-0,0003	-	-	-	-	0,619	0,987	-1636	27
2	-	-1,8957	0,6960	0,0013	-	-	-	-	-	-	-	0,754	0,981	-1981	6
3	-	-0,7572	0,0818	0,0027	-	-	-	-	-	-	-	0,813	0,978	-2112	2
4	1,4079	-8,8573	35,0581	-68,2997	60,4342	-19,7687	-	-	-	-	-	0,725	0,981	-1853	8872
5	-	0,4316	-0,3617	1,2727	-	-	-	-	-	-	-	0,890	0,974	-2271	29
6	-	-3,7019	1,8496	-1,4723	353,0828	-	-	-	-	0,7978	0,0394	0,617	0,988	-1631	151
7	-	0,6601	-0,5390	983,5504	-	-	-	-	-	0,4803	0,9619	0,611	0,987	-1581	12
8	-	2,0396	-1,2365	-2215,1856	812,3659	-	-	-	-	0,9142	-	0,648	0,986	-1715	1213
9	0,6099	1,1055	0,9906	0,3435	-0,0689	0,0231	0,1553	0,1243	-	-	-	0,606	0,988	-1596	273
10	0,8645	0,9252	0,6695	-0,0672	0,3241	-	-	-	-	-	-	0,612	0,988	-1616	35
11	0,3825	0,2194	-0,1545	-0,4014	-0,0261	0,0001	-	-	-	-	-	0,666	0,985	-1763	31
12	0,5911	-0,1097	0,2921	-0,1996	0,0002	-0,0423	-	-	-	-	-	0,666	0,985	-1763	50
13	0,0072	0,2673	0,0949	0,0485	0,0031	0,0297	-0,0164	-	-	-	-	0,648	0,986	-1716	162
14	0,6844	0,9710	0,1079	0,6201	0,0744	0,4980	-2,3171	0,0176	-0,0127	-	-	0,600	0,988	-1581	70

Tabla 5. Medidas de sesgo ($\bar{e}$), precisión ($\sqrt{\bar{v}}$), error probable ($\sqrt{MS}$) y *ranking*, determinadas usando la base de validación (*n* = 40 árboles).

Modelo	*d* (cm)				*h* (m)				V_{acum} (m³ssc) *h* conocido				V_{acum} (m³ssc) *d* conocido				*Ranking*
	$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$		$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$		$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$		$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$		
Modelos polinomiales simples																	
1	-0,134	0,718	0,899	(4)	-0,170	0,834	1,069	(6)	0,000	0,007	0,013	(3)	-0,001	0,009	0,020	(3)	4,0
2	-0,261	0,912	1,063	(6)	-0,092	0,742	0,943	(1)	-0,006	0,007	0,013	(6)	-0,007	0,010	0,020	(6)	4,8
3	-0,168	0,948	1,088	(8)	-0,395	1,154	1,395	(10)	-0,003	0,009	0,014	(7)	-0,010	0,014	0,026	(8)	8,3
5	-0,392	1,335	1,486	(11)	-0,215	1,359	1,504	(11)	-0,019	0,010	0,027	(11)	-0,027	0,019	0,041	(11)	11,0
Modelos segmentados																	
6	-0,032	0,678	0,844	(2)	-0,047	0,728	0,950	(2)	-0,001	0,007	0,013	(4)	-0,002	0,009	0,020	(4)	3,0
7	-0,159	0,806	0,957	(5)	-0,138	0,871	1,064	(5)	-0,003	0,007	0,013	(5)	-0,004	0,010	0,020	(5)	5,0
Modelos de exponente variable																	
10	-0,084	0,727	0,891	(3)	-0,106	0,724	0,967	(4)	0,000	0,007	0,012	(1)	0,000	0,009	0,019	(1)	2,3
11	-0,411	0,940	1,145	(10)	-0,355	0,880	1,106	(9)	-0,014	0,009	0,020	(9)	-0,020	0,010	0,028	(9)	9,3
12	-0,406	0,948	1,144	(9)	-0,335	0,916	1,103	(8)	-0,015	0,010	0,021	(10)	-0,021	0,010	0,028	(10)	9,3
13	-0,417	0,812	1,065	(7)	-0,393	0,799	1,103	(7)	-0,009	0,007	0,015	(8)	-0,014	0,011	0,023	(7)	7,3
14	-0,118	0,616	0,814	(1)	-0,130	0,686	0,952	(3)	0,000	0,007	0,013	(2)	0,000	0,009	0,019	(2)	2,0

Nota: valores entre paréntesis indican la posición ocupada por el modelo en la predicción de la variable correspondiente.

0,997 m - 1,391 m para los modelos (10) y (14), respectivamente. Sin embargo, no se apreciaron diferencias notorias entre los dos modelos para la predicción de volúmenes comerciales (Tabla 6).

Basados en los estadísticos de bondad de ajuste y predicción, los modelos mejor evaluados fueron los modelos (10) y (14) desarrollados por Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004), respectivamente. Los gráficos de dispersión entre los valores observados y los valores predichos para cada una de las variables evaluadas indican una alta asociación entre estas y la ausencia de sesgo en las predicciones para estos modelos (Fig. 2 y 3).

Finalmente, los modelos seleccionados fueron reajustados uniendo la base de ajuste y validación (Tabla 7). Los modelos ajustados considerando toda la base de información fustal disponible presentaron un R^2_{adj} = 0,986 y 0.987, un $S_{y.x}$ = 0,659 y 0.624 cm, y una LL = -2486.19 y -2349.65 para los modelos de Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004), respectivamente. Los coeficientes mantuvieron los signos del modelo inicial, siendo todos los parámetros

Tabla 6. Medidas de sesgo ($\bar{e}$), precisión ($\sqrt{\bar{v}}$), error probable ($\sqrt{MS}$) por clases de altura relativa para los modelos de Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004), determinadas usando la base de validación (n = 40 árboles).

Altura relativa	n	d (cm)			h (m)			V_{acum} (m³ssc) h conocido			V_{acum} (m³ssc) d conocido		
		$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$	$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$	$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$	$\bar{e}$	$\sqrt{\bar{v}}$	$\sqrt{MS}$
Modelo Pérez *et al.* (1990)													
0,0 ≤ h/H ≤ 0,1	134	-0,112	1,179	1,184	-0,003	0,306	0,306	0,000	0,003	0,003	0,001	0,009	0,009
0,1 < h/H ≤ 0,2	68	0,114	0,605	0,615	0,101	0,877	0,883	0,001	0,005	0,005	0,004	0,019	0,020
0,2 < h/H ≤ 0,3	74	0,039	0,672	0,673	-0,030	1,295	1,295	0,002	0,007	0,007	0,004	0,027	0,027
0,3 < h/H ≤ 0,4	74	-0,185	0,672	0,697	-0,419	1,314	1,379	0,002	0,009	0,010	-0,001	0,025	0,025
0,4 < h/H ≤ 0,5	73	-0,179	0,611	0,637	-0,357	1,038	1,098	0,002	0,012	0,012	-0,001	0,022	0,022
0,5 < h/H ≤ 0,6	75	-0,043	0,844	0,845	-0,085	1,151	1,154	0,002	0,014	0,014	0,003	0,023	0,023
0,6 < h/H ≤ 0,7	71	0,027	1,105	1,105	0,004	1,229	1,229	0,001	0,016	0,016	0,002	0,022	0,022
0,7 < h/H ≤ 0,8	73	0,049	1,156	1,157	0,027	1,119	1,119	0,001	0,019	0,019	0,002	0,021	0,021
0,8 < h/H ≤ 0,9	53	-0,025	1,123	1,123	-0,059	0,999	1,001	0,004	0,023	0,023	0,004	0,024	0,024
0,9 < h/H ≤ 1,0	87	-0,018	0,629	0,629	-0,034	0,600	0,601	0,003	0,021	0,021	0,003	0,021	0,022
Modelo Kozak (2004)													
0,0 ≤ h/H ≤ 0,1	134	-0,308	0,981	1,028	-0,136	0,321	0,348	-0,001	0,002	0,003	-0,005	0,009	0,010
0,1 < h/H ≤ 0,2	68	0,026	0,632	0,632	-0,043	0,841	0,842	-0,002	0,004	0,004	0,000	0,018	0,018
0,2 < h/H ≤ 0,3	74	0,135	0,712	0,724	0,111	1,210	1,215	0,000	0,007	0,007	0,005	0,025	0,026
0,3 < h/H ≤ 0,4	74	-0,003	0,722	0,722	-0,100	1,388	1,391	0,001	0,009	0,009	0,003	0,026	0,026
0,4 < h/H ≤ 0,5	73	-0,017	0,627	0,627	-0,068	1,118	1,120	0,001	0,012	0,012	0,003	0,024	0,024
0,5 < h/H ≤ 0,6	75	0,023	0,813	0,814	0,044	1,211	1,212	0,003	0,015	0,015	0,005	0,025	0,025
0,6 < h/H ≤ 0,7	71	-0,097	1,022	1,027	-0,102	1,185	1,190	0,002	0,017	0,017	0,002	0,023	0,023
0,7 < h/H ≤ 0,8	73	-0,075	1,054	1,056	-0,064	0,995	0,997	0,002	0,019	0,019	0,002	0,022	0,022
0,8 < h/H ≤ 0,9	53	0,028	1,016	1,016	-0,013	0,870	0,870	0,005	0,023	0,024	0,005	0,024	0,024
0,9 < h/H ≤ 1,0	87	0,020	0,576	0,576	-0,012	0,589	0,589	0,003	0,022	0,022	0,003	0,022	0,022



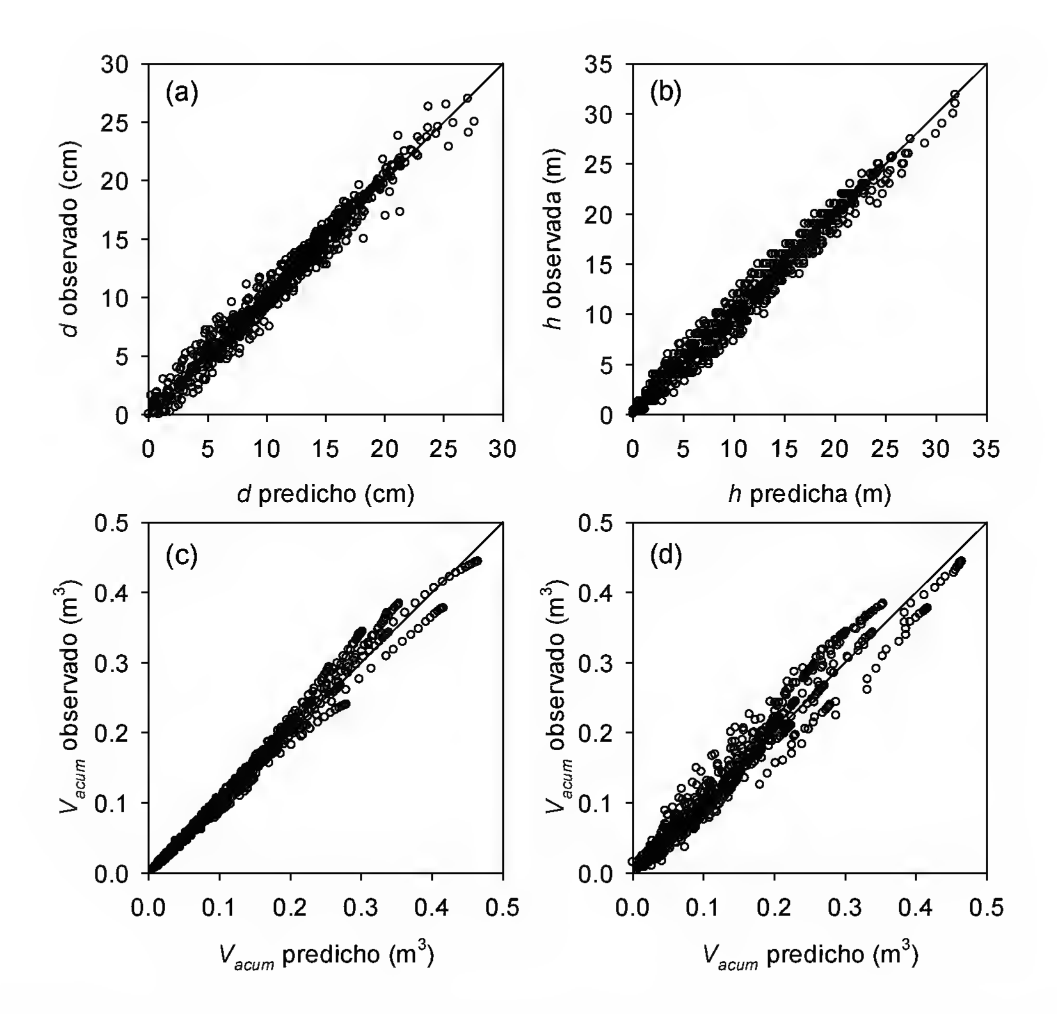


Figura 2. Valores observados *versus* predichos para (a) diámetros fustales, (b) alturas fustales, (c) volúmenes acumulados a partir de altura fustal conocida y (d) volúmenes acumulados a partir del diámetro fustal conocido, para el modelo de Pérez *et al.* (1990).

Figura 3. Valores observados *versus* predichos para (a) diámetros fustales, (b) alturas fustales, (c) volúmenes acumulados a partir de altura fustal conocida y (d) volúmenes acumulados a partir del diámetro fustal conocido, para el modelo de Kozak (2004).

estimados altamente significativos. Los parámetros autorregresivos (ρ_i) de los modelos representan la correlación espacial entre el residual a una altura fustal y su residual antecesor. Estos parámetros podrían eventualmente ser utilizados en la determinación del número de secciones óptimas en muestreos fustales (Berhe y Arnoldsson, 2011). No obstante, su principal finalidad radica en mejorar la interpretación de las propiedades estadísticas de los modelos evaluados (Rojo *et al.*, 2005).

Discusión

En el estudio se comparan catorce modelos de perfiles fustales mencionados en la literatura en cuanto a su capacidad predictiva de diámetros, alturas y volúmenes comerciales de árboles de *E. tereticornis* creciendo en la costa atlántica colombiana. El estudio detectó diferencias entre los modelos evaluados respecto a sus capacidades para predecir diámetros, alturas y volúmenes fustales. Durante el proceso de estimación de parámetros, resalta la importancia de considerar la autocorrelación en el ajuste de los modelos de perfiles fustales. Debido a que los datos usados contienen múltiples observaciones para cada árbol, se encontró una alta autocorrelación entre los residuales de los modelos. La incorporación de un modelo de error autorregresivo de orden tres CAR(3) en la estimación de parámetros de los catorce modelos de perfiles fustales evaluados, permitió modelar adecuadamente la autocorrelación de los residuales, pasando de valores iniciales de 0,67 a valores de 2,01 en el estadístico D-W. Investigaciones previas han demostrado que la incorporación de estructuras de error autorregresivas CAR(1) o CAR(2) en el proceso de ajuste han sido requeridas para modelar la autocorrelación propia de los datos longitudinales, lo cual es coincidente con los resultados de este estudio (Garber y Maguire, 2003; Rojo *et al.*, 2005).

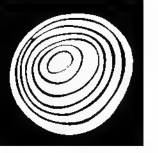
Tabla 7. Parámetros estimados para los modelos de Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004) reajustado con el total de datos (n = 130 árboles).

Parámetros	Pérez *et al.* (1990)				Kozak (2004)			
	Estimación	Error estándar	Valor *t*	*P*-valor	Estimación	Error estándar	Valor *t*	*P*-valor
$\hat{b}_0$	0,795147	0,0230	34,62	<0,0001	0,628065	0,0151	41,53	<0,0001
$\hat{b}_1$	0,955151	0,0100	95,99	<0,0001	0,952042	0,0126	75,84	<0,0001
$\hat{b}_2$	0,715399	0,0248	28,86	<0,0001	0,153101	0,0134	11,46	<0,0001
$\hat{b}_3$	-0,069430	0,0020	-35,51	<0,0001	0,568572	0,0223	25,50	<0,0001
$\hat{b}_4$	0,294882	0,0135	21,87	<0,0001	0,407888	0,0674	6,05	<0,0001
$\hat{b}_5$					0,354776	0,0311	11,40	<0,0001
$\hat{b}_6$					-2,504650	0,2536	-9,88	<0,0001
$\hat{b}_7$					0,021455	0,0007	30,74	<0,0001
$\hat{b}_8$					-0,043700	0,0015	-29,05	<0,0001
Parámetros autorregresivos								
$\hat{\rho}_1$	0,618470	0,0228	27,16	<0,0001	0,621844	0,0153	40,64	<0,0001
$\hat{\rho}_2$	0,642951	0,0193	33,23	<0,0001	0,635115	0,0197	32,17	<0,0001
$\hat{\rho}_3$	0,542643	0,0207	26,25	<0,0001	0,538622	0,0137	39,30	<0,0001

La incorporación de un modelo de autocorrelación de los residuales en el ajuste de modelos de perfiles fustales tiene un efecto positivo sobre la eficiencia en la estimación de parámetros (Pompa-García *et al.*, 2012), la cual se refleja en la disminución del error estándar de los modelos evaluados en el presente estudio. Para el caso del presente estudio, el modelo (10) muestra una disminución de 20% del error estándar con la incorporación de un modelo CAR(3). El número de condición (NC) presenta también una disminución de 17% con respecto al modelo original sin tener en cuenta la autocorrelación. Sin embargo, la corrección de la autocorrelación no tiene un mejoramiento de la capacidad predictiva de los modelos de perfiles fustales (Kozak, 1997), sino más bien su propósito es el de mejorar la interpretación de las propiedades estadísticas de los modelos (Pompa-García *et al.*, 2012).

En el estudio se encontraron diferencias en la capacidad predictiva entre los tres tipos de modelos evaluados. Los modelos de exponente variable generalmente mostraron los mejores resultados en la fase de evaluación de la bondad de ajuste y capacidad predictiva a nivel del fuste entero. Este resultado reafirma los obtenidos en estudios recientes en los que se ha señalado que los modelos de perfiles fustales de exponente variable permiten obtener predicciones de diámetros fustales con menor sesgo y mayor precisión en comparación con los modelos polinomiales simples y segmentados (Kozak, 2004; Heidarsson y Pukkala, 2011; Li *et al.*, 2012; De-Miguel *et al.*, 2012).

Los modelos polinomiales simples presentaron mayor sesgo, menor precisión y mayor error promedio. Sin embargo, el modelo (2) ocupó el primer lugar en la predicción de alturas fustales. Este resultado fue inesperado debido que el modelo (2) se desempeñó deficientemente en



la predicción de diámetros y volúmenes comerciales. Otros estudios han mostrado que los modelos polinomiales simples presentan deficiencias para describir la porción basal de los árboles, especialmente en árboles que exhiben una alta conicidad (Heidarsson y Pukkala, 2011). Gaillard *et al.* (1997) ajustaron los modelos polinomiales simples de Kozak *et al.* (1969) y Dermarschalk (1972) a perfiles de *E. tereticornis* en Argentina, encontrando que ambos modelos tenían deficiencias para describir la base y el ápice del árbol. La conicidad de los árboles depende en gran medida del nivel de competencia al interior del rodal. Árboles creciendo en rodales densos tienden a tener una menor conicidad que árboles desarrollándose a bajas densidades (Larson, 1963). Los modelos de perfiles fustales deben tener la capacidad de describir estas variaciones debidas a la silvicultura, en algunos casos requiriéndose la incorporación de variables que den cuenta del sitio y nivel de competencia (Muhairwe *et al.*, 1994; Calama y Montero, 2006).

Los modelos segmentados evaluados presentaron una alta multicolinealidad lo que llevo a que solo los modelos (6) y (7) fueran evaluados en su capacidad predictiva. A pesar de esto, el modelo de Max y Burkhart (1976) ocupó la tercera posición en el *ranking* de modelos. La multicolinealidad es típica de modelos con muchos parámetros o muchos términos polinómicos y otras transformaciones de la misma variable regresora (Kozak, 1997). Por lo tanto, se deben descartar modelos demasiado complejos, ya que la incorporación de parámetros adicionales no representa un aporte significativo en la capacidad predictiva de los modelos.

Los modelos de exponente variable (10) y (14) propuestos por Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004) se ubicaron en las primeras posiciones del *ranking* con los menores errores promedio en la predicción de diámetros y alturas fustales y volumen acumulado a partir de diámetros y alturas conocidas. El modelo (10) presentó la mejor capacidad predictiva de volúmenes comerciales a partir de diámetros y alturas conocidas. Contrariamente, el modelo (14) presentó la mejor capacidad predictiva de diámetros y alturas fustales. Sin embargo, el modelo (10) presentó una menor multicolinealidad (NC = 35) en comparación con el modelo (14) (NC = 70).

Finalmente, considerando la capacidad predictiva de los modelos de Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004) y la moderada multicolinealidad existente entre sus parámetros estimados, se sugiere su empleo en plantaciones de *E. tereticornis*. Estos modelos presentan propiedades adecuadas como (*i*) $d = 0$ cuando $h/H = 1$; (*ii*) $d = DI$ (diámetro al punto de inflexión) cuando h/H = punto de inflexión (p en el modelo 10 y t en el modelo 14); (*iii*) la función cambia de dirección cuando h/H = punto de inflexión (p en el modelo 10 y t en el modelo 14) (Burkhart y Tomé, 2012). La aplicación de los modelos seleccionados requiere utilizar métodos de integración numérica para el cálculo de volúmenes totales y comerciales y métodos iterativos para interpolar la altura fustal para un determinado diámetro límite de utilización (Pérez *et al.*, 1990; Kozak, 2004; Rojo *et al.*, 2005).

Conclusiones

Se observaron diferencias entre los tres tipos de modelos tanto en la bondad de ajuste como en la capacidad predictiva, siendo los de exponente variable los mejor evaluados. La autocorrelación de los residuales de todos los modelos fustales evaluados fue modelada adecuadamente a través de la incorporación de una estructura autorregresiva del error de orden 3 CAR(3). Los modelos de exponente variable propuestos por Pérez *et al.* (1990) y Kozak (2004) presentaron las mejores capacidades predictivas de diámetros y alturas fustales, y volumen acumulado hasta un cierto diámetro fustal o altura fustal. Ambos modelos de exponente variable fueron igualmente competitivos, el modelo propuesto por Pérez *et al.* (1990) presentó una menor multicolinealidad entre sus parámetros estimados en comparación al modelo de Kozak (2004). Sin embargo, los estadísticos de sesgo, precisión y error probable no evidenciaron diferencias en la capacidad predictiva de diámetros y alturas fustales y volúmenes comerciales a lo largo del fuste. Debido a lo anterior, los modelos (10) y (14) son recomendados para ser utilizados en la estimación de volúmenes comerciales en plantaciones de *E. tereticornis* establecidas en la costa atlántica colombiana.

Reconocimientos

El financiamiento necesario para el desarrollo de esta investigación se obtuvo de los proyectos de investigación 2008K7812-3814 y 2008K7812-3818 ejecutados por La Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal-CONIF y cofinanciados por el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural de Colombia y COLCIENCIAS a través del programa cierre de brechas 2013.

Referencias

Arabatzis, A. y H.E. Burkhart. 1992. An evaluation of sampling methods and model forms for estimating height-diameter relationships in loblolly pine plantations. *Forest Science* 38(1):192-198.

Avery, T.E. y H.E. Burkhart. 2001. Forest measurements. 5a ed. McGraw-Hill. Nueva York, EUA. 456 p.

Barrios, A., A.M. López y V.M. Nieto. 2011. Experiencias y avances en el manejo silvícola de plantaciones forestales comerciales. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal-CONIF- Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural-MADR. Bogotá, Colombia. 92 p.

Belsey, D.A., E. Kuh y R.E. Welsch. 2004. Regression diagnostics: Identifying influential data and sources of collinearity. John Wiley & Sons. Nueva York, EUA. 292 p.

Benbrahim, M. y A. Gavaland. 2003. A new stem taper function for short-rotation poplar. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18:377-383.

Berhe, L. y G. Arnoldsson. 2011. Ds-optimal designs for Kozak's tree taper model. *Journal of Applied Statistics* 38(5):1087-1102.

Bi, H. 2000. Trigonometric variable-form taper equations for Australian *Eucalyptus*. *Forest Science* 46:397-407.

Biging, G.S. 1984. Taper equations for second growth mixed conifers of northern California. *Forest Science* 30:1103-1117.

Bruce, D., R.O. Curtis y C. Vancoevering. 1968. Development of a system of taper and volume tables for red alder. *Forest Science* 14:339-350.

Burkhart, H.E. y M. Tomé. 2012. Modeling forest trees and stands. Springer, Nueva York, EUA. 457 p.

Calama, R. y G. Montero. 2006. Stand and tree-level variability on stem form and tree volume in *Pinus pinea* L.: A multilevel random components approach. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15(1):24-41.

Cao, Q.V., H.E. Burkhart y T.A, Max. 1980. Evaluating of two methods for cubic-volume prediction of loblolly pine to any merchantable limit. *Forest Science* 26:71-80.

Demaerschalk, J.P. 1972. Converting volume equations to compatible taper equations. *Forest Science* 18:241-245.

De-Miguel, S., L. Mehtätalo, Z. Shater, B. Kraid y T. Pukkala. 2012. Evaluating marginal and conditional predictions of taper models in the absence of calibration data. *Canadian Journal of Forest Research* 42:1383-1394.

Gaillard, C., M.G. Pece y N. Ríos. 1997. Ajuste de funciones de forma en *Eucalyptus tereticornis*. *Quebracho* 5:51-62.

Garber, S.M. y D.A. Maguire. 2003. Modeling stem taper of three central Oregon species using nonlinear mixed effects models and autoregressive error structures. *Forest Ecology and Management* 179:507–522.

Gezan, S.A., M. Moreno, C. Paulo y A. Ortega. 2009. Modelos fustales para renovales de roble, raulí y coigüe en Chile. *Bosque* 30(2):61-69.

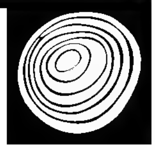
Gómez, E., F. Crecente y U. Diéguez. 2013. Selection of mixed-effects parameters in a variable–exponent taper equation for birch trees in northwestern Spain. *Annals of Forest Science* 70:707-715.

Gordon, A. 1983. Comparison of compatible polynomial taper equations. *New Zealand Journal of Forestry Science* 13(2):146-158.

Guimarães, C.A., M.L. Bolzan, P.R. Schneider, J.E. Meyer y M.C. Bueno. 1995. Funções de forma para *Eucalyptus dunnii* Maiden implantados na depressão central e encosta do sudeste do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural* 25(3):399-403.

Heidarsson, L. y T. Pukkala. 2011. Taper functions for lodgepole pine (*Pinus contorta*) and siberian larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences* 24:3-11.

Jiménez, J., O. Aguirre, M. Niembro, J. Navar y A. Domínguez. 1994. Determinación de la forma externa de *Pinus hartwegii* Lindl. en el noreste de México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 3(2):175-182.



Kozak, A., D.D. Munro y J.H.G. Smith. 1969. Taper functions and their application in forest inventory. *The Forestry Chronicle* 45:278-283.

Kozak, A. 1988. A variable exponent taper equation. *Canadian Journal of Forest Research* 18:1363-1368.

Kozak, A. 1997. Effects of multicollinearity and autocorrelation on the variable-exponent taper functions. *Canadian Journal of Forest Research* 27:619-629.

Kozak, A. 2004. My last words on taper equations. *The Forestry Chronicle* 80(4):507-515.

Larson, P.R. 1963. Stem form development of forest trees. *Forest Science* (Monograph 5). 42 p.

Li, R., A.R. Weiskittel, A. Dick, J. Kershaw y R. Seymour. 2012. Regional stem taper equations for eleven conifer species in the Acadian region of North America: development and assessment. *Northern Journal of Applied Forestry* 29(1):5-14.

López, A.M., A. Barrios, G. Trincado y V.M. Nieto. 2011. Monitoreo y modelamiento del crecimiento para el manejo de plantaciones forestales comerciales. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal-CONIF- Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural-MADR. Bogotá, Colombia. 90 p.

MADEFLEX. 2010. Informe de desempeño convenio F-050¬-06-6-035. Suscrito entre USAID MIDAS- MADEFLEX. Barranquilla, Colombia. 120 p.

Max, T.A. y H.E. Burkhart. 1976. Segmented polynomial regression applied to taper equations. *Forest Science* 22:283-289.

Mendonça, A.R., G.F. Silva, J.T. Silva, G.S. Nogueira y A.L. Assis. 2007. Avaliação de funções de afilamento visando a otimização de fustes de *Eucalyptus sp.* para multiproductos. *Cerne* 13(1):71-82.

Muhairwe, C.K., V.M. Le May y A. Kozak. 1994. Effects of adding tree, stand and site variables to Kozak's variable-exponent taper equation. *Canadian Journal of Forest Research* 24:252-259.

Muhairwe, C.K. 1999. Taper equations for *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus grandis* for the north coast in New South Wales, Australia. *Forest Ecology and Management* 113:251-269.

Newnham, R.M. 1992. Variable-form taper functions for four Alberta tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 22:210-223.

Obregón, C., N Restrepo. 2007. El Eucalipto: Una opción de alta rentabilidad. *El Mueble y La Madera* 53:14-19.

Ormerod, D.W. 1973. A simples bole model. *The Forestry Chronicle* 49(3):136-138.

Parresol, B.R., J.E. Hotvedt y Q.V. Cao. 1987. A volume and taper prediction system for bald cypress. *Canadian Journal of Forest Research* 17:250-259.

Pérez D.N., H.E. Burkhart y C.T. Stiff. 1990. A variable-form taper function for *Pinus oocarpa* Schiede in central Honduras. *Forest Science* 36(1):186-191.

Pompa-García, M., J. Vega-Muñoz, R. Soto-Gutiérrez, G. Trincado y F. Cruz-Cobos. 2012. Estimates of the bark thickness in bole profiles of oak in northern Mexico. *Research Journal of Forestry* 6(2):32-40.

Real, P.L. y J.A. Moore. 1986. An individual tree system for Douglas-fir in the inland north-west. *In* Ek A.R., S.R. Shifley y T.E. Burk. "Forest growth modelling and prediction". Proceeding of IUFRO Conference, 24-28 August 1986, Minneapolis, Minnesota, USDA Forestry Service General Technical Report NC-120. p. 1037-1044.

Rentería, A. 1995. Estimación del volumen comercial de *Pinus cooperi* Blanco mediante modelos de ahusamiento en Durango. II Congreso Mexicano de Recursos Forestales, Resumen de Ponencias. Montecillo, México. 91 p.

Rojo, A., X. Perales, F. Sánchez, J. Álvarez y K.V. Gadow. 2005. Stem taper functions for maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) in Galicia (northwestern Spain). *European Journal of Forest Research* 124:177-186.

Seber, G.A.F. y C.J. Wild. 2003. Nonlinear regression. John Wiley & Sons. Hoboken, NJ, EUA. 752 p.

Statistical Analysis System Institute Inc. (SAS). 2009. User's guide 2a ed. Version 9.2 for Windows. Cary, NC, EUA. 7869 p.

Souza, C.A., G. Silva, A. Xavier, J.F. Chichorro, C.P. Soares y A. Souza. 2008. Avaliação de modelos de afilamento segmentados na estimação da altura e volume comercial de fustes de *Eucalyptus sp. Árvore* 32(3):453-463.

Tasissa, G. y H.E. Burkhart. 1998. An application of mixed effects analysis to modeling thinning effects on stem profile of loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 103:87-101.

Thomas, C.E. y B.R. Parresol. 1991. Simple, flexible, trigonometric taper equations. *Canadian Journal of Forest Research* 21:1132-1137.

Tomé M., J. Tomé, F. Ribeiro y S. Faias. 2007. Equação de volume total, volume percentual e de perfil do tronco para *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. *Silva Lusitana* 15(1):25-39.

Torrubiano, C. y H. Salinas. 1998. Herramientas de cubicación para pino oregón (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco) ubicado en la zona de Valdivia. *Bosque* 19(2):11-21.

Trincado, G. y H.E. Burkhart. 2006. A generalized approach for modeling and localizing stem profile curves. *Forest Science* 52(6):670-682.

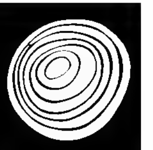
Verbeek, M. 2004. A guide to modern econometrics. 2a ed. John Wiley & Sons. West Sussex, Inglaterra. 429 p.

Zimmerman, D. y V. Núñez-Antón. 2001. Parametric modelling of growth curve data: An overview. *Test* 10(1):1-73.

Manuscrito recibido el 13 de julio de 2014.
Aceptado el 2 de abril de 2015.

Este documento se debe citar como:
López, A.M., A. Barrios y G. Trincado. 2015. Modelos de perfiles fustales con una estructura de error autorregresiva para plantaciones de *Eucalyptus tereticornis* en Colombia. *Madera y Bosques* 21(2):73-88.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 89-101** Verano **2015**



Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano

Establishing the baseline for cloud forest restoration in a peri-urban landscape

Guadalupe Williams-Linera[1,*], Fabiola López-Barrera[1] y Martha Bonilla-Moheno[2]

[1] Instituto de Ecología, A.C. Red de Ecología Funcional. Veracruz, México. fabiola.lopez@inecol.mx

[2] Instituto de Ecología, A.C. Red de Ambiente y Sustentabilidad. Veracruz, México. martha.bonilla@inecol.mx

* Autor de correspondencia. guadalupe.williams@inecol.mx

Resumen

La mayor amenaza al bosque mesófilo de montaña en los alrededores de Xalapa, Veracruz, es la conversión a asentamientos humanos y urbanización, por lo que la restauración ecológica de este bosque en áreas periurbanas representa una acción decisiva para la recuperación y reconexión de áreas verdes y remanentes de bosque. En este artículo se describen las condiciones ecológicas iniciales que constituyen la línea de base para impulsar un proyecto de restauración ecológica de un bosque a partir de un potrero abandonado en un paisaje periurbano. La línea de base se estableció con información sobre 1) la historia de uso del suelo, 2) la variabilidad temporal y espacial de las características abióticas (microclima) y bióticas (estructura de la vegetación y composición florística) y 3) la resiliencia del ecosistema reflejada en el potencial de regeneración a partir del banco y lluvia de semillas. La línea de base condujo a implementar acciones de restauración activa (*i.e.*, plantaciones multiespecíficas), y de restauración pasiva (*i.e.*, supresión del disturbio); estos ensayos formarán parte de las exhibiciones permanentes del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero para informar sobre el prolongado y complejo proceso de recuperar un bosque periurbano.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, bosque periurbano, potrero abandonado, restauración ecológica, sucesión secundaria.

Abstract

The greatest threat to the cloud forest around Xalapa, Veracruz, is the conversion to human settlements and urbanization, therefore ecological restoration of this forest in peri-urban areas represents a decisive action for recovery and reconnection of green areas and forest remnants. This article describes the initial ecological conditions or baseline of an ecological restoration project from an abandoned pasture in a peri-urban landscape. The baseline was established with information about 1) history of land use, 2) temporal and spatial variability of abiotic (climate) and biotic (vegetation structure and floristic composition) characteristics of the site, and 3) the ecosystem resilience as regeneration potential from soil seed banks and seed rain. The baseline results guided the active restoration (*i.e.*, multi-species plantations), and passive restoration (*i.e.*, suppression of disturbance) actions. Active and passive restoration areas will be part of public displays of the Francisco Javier Clavijero Botanical Garden to inform about the long and complex process to recover a peri-urban cloud forest.

Key words: cloud forest, peri-urban forest, abandoned pasture, ecological restoration, secondary succession.

Introducción

El bosque mesófilo de montaña (BMM) de los alrededores de Xalapa, Veracruz, México, es único por su alta biodiversidad y relevancia científica ya que más de 100 especies fueron originalmente descritas a partir de ejemplares colectados en la localidad (Williams-Linera, 2007). Sin embargo, los últimos relictos de este bosque se encuentran degradados y fragmentados principalmente por activida-

des relacionadas con la expansión urbana (Williams-Linera *et al.*, 2002; Lemoine, 2012). Fomentar las condiciones que permitan la existencia y conectividad de los bosques periurbanos y áreas verdes, resulta una tarea de crítica importancia para la conservación de la biodiversidad en regiones con tasas aceleradas de urbanización (Grau *et al.*, 2008). De esta forma, la restauración ecológica del BMM en áreas periurbanas representa una acción decisiva para la recuperación y reconexión de áreas verdes y remanentes de bosque.

La restauración ecológica se define como el proceso de asistir en la recuperación de áreas que han sido degradadas o destruidas (SER, 2004). En las últimas décadas, la restauración de los bosques tropicales se ha convertido en una actividad prioritaria con el fin de recuperar la biodiversidad y servicios ambientales que se han mermado debido a la degradación, fragmentación y reducción de la superficie forestal mundial (SER, 2004; Chazdon, 2008). En general, las técnicas utilizadas para la restauración de bosques se dividen en dos grandes rubros: restauración pasiva y restauración activa. El principio de la restauración pasiva radica en que la protección del sitio contra los principales factores de estrés o disturbio facilitará que se detonen los procesos de sucesión y colonización natural (Lamb y Gilmour, 2003; Clewell *et al.*, 2005). La restauración activa, por otro lado, involucra además de la protección, la intervención por medio de manejo de la sucesión secundaria (*i.e.*, enriquecimiento o eliminación de especies), establecimiento de plantaciones, siembra directa de semillas o núcleos de establecimiento de una o varias especies (Holl *et al.*, 2000; Lamb y Gilmour, 2003; Reis *et al.*, 2010; Zahawi *et al.*, 2013).

Para garantizar el éxito de un proyecto de restauración, se debe llevar a cabo una evaluación previa a su ejecución en la que se caractericen tanto las condiciones ecológicas iniciales del sitio o la línea de base, como las del ecosistema de referencia (SER, 2004). La caracterización inicial ayudará a determinar las mejores prácticas, así como los indicadores más adecuados para seguir la trayectoria de recuperación del sitio (Holl y Aide, 2011; SER, 2004). Idealmente, esta caracterización inicial debe incluir: 1) la historia de uso del suelo; 2) la descripción de variabilidad espacial y temporal de las características abióticas y bióticas del sitio; y 3) información sobre la capacidad de resiliencia del ecosistema (e.g., disponibilidad de propágulos y regeneración de avanzada; Clewell *et al.*, 2005; Holl y Aide, 2011).

Objetivos

El objetivo de este estudio fue establecer las condiciones ecológicas que conforman la línea de base para la restauración de un BMM a partir de un potrero abandonado en un contexto periurbano. En el corto y mediano plazo, esta experiencia tendrá el doble propósito de establecer un experimento de ecología de la restauración y promover el valor y beneficio local que se obtiene a partir de la restauración del bosque de niebla regional.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio está conformada por 2.9 ha localizadas a 2.5 km de la ciudad de Xalapa, Veracruz, México, a una altitud de 1280 m (Fig. 1). El sistema de referencia es la comunidad de bosque mesófilo del Santuario del Bosque de Niebla (Fig. 1). Ambas áreas pertenecen al Instituto de Ecología, A.C. (INECOL). El clima es templado y húmedo con tres estaciones bien definidas: seca-fría (noviembre a marzo), seca-cálida (abril y mayo) y húmeda-cálida (junio a octubre). El suelo, derivado de cenizas volcánicas, fue clasificado como Cambisol ándico (Quantin y Geissert, 1988; IUSS, 2006), sin embargo, fue severamente modificado en los sitios de estudio por procesos erosivos de origen antropogénico (García, 2015).

El sitio a restaurar fue potrero, al menos, por 60 años y nunca fue quemado. Inicialmente era de vacas lecheras, pero en los años siguientes se cambió a ganado de engorda y venta de carne. Antes de ser convertido a potrero, la cobertura dominante fue de bosque mesófilo de montaña. Dentro del sitio hay un manantial rodeado de árboles del dosel y sotobosque remanentes del bosque original (ca. 0.2 ha), lo que mantiene la suficiente humedad para que

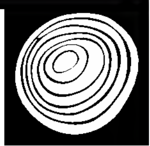


Figura 1. A. Ubicación del sitio de restauración (potrero de 2.9 ha) y el bosque de referencia (Santuario del bosque de Niebla de 30 ha; polígonos rojos) en el centro de Veracruz, México. Se muestran los ríos permanentes (líneas azules), calles (líneas grises) y los tipos de uso de suelo en un radio de 2 km de los sitios de estudio. B. Ubicación de las cuatro parcelas de estudio dentro del sitio de restauración sobre una imagen de satélite de alta resolución (IKONOS, 2007).

siga brotando abundante agua. El ganado fue extraído en diciembre de 2011 para iniciar el proceso de restauración.

Diseño experimental

Para evaluar las características iniciales del sitio, se establecieron cuatro parcelas permanentes de 40 m × 40 m rodeadas por una franja > 10 m para mitigar efectos de borde. Dentro de cada parcela se establecieron lotes pareados de 15 m × 15 m separados entre sí por una zona de amortiguamiento de 5 m de ancho. Estas parcelas posteriormente se utilizaron para establecer los ensayos de restauración ecológica activa y pasiva. El bosque de referencia se describió a partir de información sobre la composición de especies leñosas y estructura de la vegetación obtenida a partir de bases de datos, artículos y mediciones *in situ*.

Las variables utilizadas para caracterizar la línea de base del potrero incluyeron el microclima, la estructura y composición de la vegetación, la biomasa de pasto, y la disponibilidad de propágulos en el banco de semillas del suelo y en la lluvia de semillas. Las variables abióticas se midieron en las parcelas y en el bosque. Entre los lotes de cada parcela y en el bosque se colocó un sensor (*i-button*) de temperatura y otro sensor de temperatura y humedad relativa. Los sensores se colocaron a una altura de 1.5 m en troncos y registraron las variables de microclima (a intervalos de dos horas) de septiembre 2012 a enero 2014.

La caracterización inicial de la estructura de la vegetación leñosa y la composición florística del potrero se llevó a cabo en cada uno de los ocho lotes de 15 m × 15 m durante agosto y septiembre de 2012. En estos lotes, a todos los individuos de 1.5 m o más de altura se les colocó una etiqueta metálica numerada, se contaron y se les midió el diámetro a 1.3 m de altura (dap). La vegetación del estrato herbáceo se midió en un sublote de 2 m × 2 m ubicado al azar dentro de cada lote. En estos sublotes se estimó la altura y la cobertura de pasto y se contó el número de individuos de menos de 1.5 m de altura de otras formas de vida. Las plantas se colectaron y se identificaron en el herbario XAL del INECOL.

La estructura de la vegetación leñosa se describió como altura promedio (m) y altura máxima (m), área basal (m^2/ha) y densidad de árboles de 1.5 m de altura o mayores (número de individuos por hectárea). El índice de valor de importancia (IVI) de las especies leñosas se estimó mediante la fórmula:

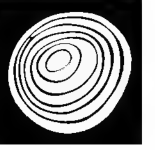
IVI = (frecuencia relativa + densidad relativa + dominancia relativa)/3.

Para explorar el papel del pasto estrella como supresor del proceso de regeneración del bosque, se determinó su biomasa aérea y subterránea. Se establecieron ocho repeticiones, cada una adyacente a los lotes de 15 m × 15 m mencionados arriba. La biomasa área se colectó cortando a ras de suelo el pasto en ocho muestras de 50 cm × 50 cm; la biomasa de raíces se colectó a partir de muestras de suelo hasta 40 cm de profundidad. Cada muestra de biomasa área y de raíces se colocó en una bolsa de plástico por separado y se transportó al laboratorio donde todas las raíces se extrajeron cuidadosamente del suelo mediante lavados con agua. Las muestras de biomasa área y subterránea se secaron al aire y se pesaron.

Banco de semillas y lluvia de semillas

Para evaluar el papel potencial de los bancos de semillas como catalizadores de la recuperación del bosque, en cada lote de 15 m × 15 m, se colectó una muestra de suelo de 30 cm × 30 cm × 5 cm de profundidad. Las ocho muestras de suelo se transportaron a un invernadero donde se esparcieron en charolas de germinación. Diariamente, durante cinco meses, las charolas se regaron, y se contaron e identificaron las plántulas germinadas. Las plántulas se identificaron en el invernadero o se trasplantaron a macetas para que completaran su desarrollo y pudieran ser identificadas; se hicieron ejemplares testigo para el herbario XAL. A partir de estos datos se determinó la composición de las especies presentes en el banco de semillas y se calculó la densidad de semillas en el banco del suelo.

Con el fin de evaluar el potencial de recuperación a partir de la entrada de propágulos de especies leñosas, se determinó el número de semillas e identidad en la lluvia de semillas. La colecta de lluvia de semillas se realizó men-



sualmente mediante 16 trampas cónicas de 0.60 m de diámetro y 1.20 m de alto; se colocaron dos trampas en cada lote de 15 m × 15 m. Las semillas se identificaron con ejemplares en fructificación o en el herbario XAL.

Para evaluar si la remoción de pasto estrella facilitaría la germinación y el crecimiento de los propágulos, se establecieron tres tratamientos en lotes experimentales de 1 m × 1 m con ocho repeticiones adyacentes a los lotes donde se midió la biomasa de pasto. Los tratamientos fueron 1) testigo sin remoción de pasto; 2) remoción de pasto una vez al comienzo del experimento; y 3) con remoción mensual de pasto durante seis meses.

Restauración pasiva y activa

Durante la estación húmeda-cálida del 2012, dentro de cada parcela de 40 m × 40 m, se seleccionó al azar uno de los dos lotes de 15 m × 15 m para representar el proceso de regeneración o restauración pasiva, mientras que el otro lote se utilizó para restauración activa. El lote destinado a restauración pasiva no fue manipulado con el fin de documentar un proceso de sucesión secundaria. En cambio, en cada lote de restauración activa se sembraron 100 plantas de 5 especies (20 plantas por especie), separadas 1.5 m con el fin de crear una plantación densa que sea capaz de competir con los pastos. Las especies leñosas seleccionadas fueron *Dendropanax arboreus* (cucharo), *Magnolia dealbata* (magnolia), *Juglans pyriformis* (nogal) y dos especies de encinos (*Quercus pinnativenulosa* y *Q. sartorii*). El criterio de selección incluyo que fueran especies nativas al bosque, que representaran diferente estatus sucesional y su disponibilidad en el vivero local. Después de un año se monitoreo la supervivencia y crecimiento de cada planta. La tasa de crecimiento relativo en altura se calculó como: TCR = $(\ln V_2 - \ln V_1) / (t_2 - t_1)$, donde V_1 y V_2 son los valores de altura en tiempo 1 (t_1) y tiempo 2 (t_2).

Análisis estadístico

Las variables de respuesta (cobertura y altura de pasto estrella, riqueza de especies, número de individuos, área basal, y altura de otras plantas) se analizaron mediante análisis de devianza (distribución X^2) usando modelos lineales generalizados (GLM) en el programa R versión 3.1.1 (R Core Team, 2014). Para las variables continuas se usó la distribución normal con liga identidad y para variables discretas se usó la distribución de Poisson con liga logaritmo. La diferencia en biomasa de pasto entre lotes se analizó con una prueba de rangos no paramétrica de Wilcoxon. Los valores que se presentan son media y error estándar entre paréntesis.

Resultados

Calidad de la matriz del paisaje

Al trazar un radio de 2 km, tomando como centro el potrero a restaurar, se encontró que aunque en los alrededores dominan las áreas urbanas (44.27%), la cobertura arbórea es relativamente alta (40.26%), siendo menos dominantes los potreros (14.29%) y los cultivos (1.18%) (Fig. 1). La cobertura arbórea incluye bosques perturbados, cafetales, acahuales y bosques plantados, en algunos casos con especies introducidas (Fig. 1 b).

Microambiente

En el potrero abandonado, la temperatura media anual fue de 17.8 °C (0.6 °C), mientras que en el bosque fue de 16.5 °C (0.7 °C). En el potrero, las temperaturas media máxima y mínima alcanzaron 24.8 °C (0.6 °C) y 12.7 °C (0.8 °C), mientras que en el bosque llegaron a 20.1 °C (0.7 °C) y 13.0 °C (0.8 °C) °C, respectivamente. La humedad relativa media fue de 87.9% (0.8%) en el potrero y de 94.9% (0.3%) en el bosque. A lo largo del año el intervalo de variación de la temperatura y la humedad relativa es mayor en el potrero que en el bosque.

A un año de que el ganado fue retirado del sitio, el pasto estrella alcanzó una biomasa aérea media de 1810 g/m^2 (180 g/m^2) y una biomasa de raíces de 508 g/m^2 (71 g/m^2). La heterogeneidad del potrero se apreciaba mediante la variación entre parcelas; sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticas (prueba Wilcoxon, $X^2 = 0.97$, $gl = 7$, $P = 0.99$).

Estructura y composición de la vegetación

La línea de base de la composición de especies de árboles, arbustos, hierbas y bejucos registradas en el potrero aban-

donado se presenta en el Apéndice 1. La estructura de la vegetación se presenta por parcela debido al interés de detectar en tiempo cero la heterogeneidad del sitio. La alta heterogeneidad del sitio se puede apreciar tanto en la cobertura y la altura del pasto estrella como en la estructura de la vegetación leñosa (Tabla 1).

La cobertura del pasto estrella fue cercana a 100% excepto en la parcela 3 (análisis de devianza, X^2 = 20.8, *gl* =3, P < 0.0001), alcanzando una altura mayor a 1 m en tres de cuatro parcelas (X^2 = 21.7, *gl* = 3, P < 0.0001). Para individuos menores a 1.5 m de altura, la riqueza de especies varió espacialmente, en general se registraron entre 8 y 17 especies, excepto en la parcela 3 donde la riqueza alcanzó 26 especies de diferentes formas de vida (análisis de devianza, X^2 = 14.4, *gl* = 3, P = 0.0024; Tabla 1).

El área basal fue similar entre parcelas (análisis de devianza, X^2 = 1.35, *gl* = 3, P = 0.72) aunque la densidad de plantas leñosas varió (X^2 = 209.2, *gl* = 3, P < 0.0001), siendo mayor en la parcela 3. La altura media varió entre parcelas (X^2 = 12.3, *gl* = 3, P = 0.006) siendo mayor en la parcela 2, mientras que la altura máxima (X^2 = 9.2, *gl* = 3, P = 0.026) fue mayor en la parcela 3 (Tabla 1). De los 320 individuos medidos, 49% tuvieron un diámetro menor a 1 cm y solo 6% tuvieron un diámetro mayor a 5 cm y fueron 16 individuos de *Acacia pennatula*, y uno de cada especie de *Myrsine coriacea*, *Leucaena diversifolia*, *Miconia glaberrima* y *Clethra macrophylla* (Tablas 1 y 2).

Banco y lluvia de semillas

El estudio del banco de semillas del suelo del potrero indica la presencia de gran número de semillas (8804). Las

Tabla 1. A. Pasto estrella y estrato herbáceo del potrero, cobertura (%) y altura (m) del pasto, y riqueza de especies < 1.5 m de altura de diferentes formas de vida. B. Vegetación leñosa > 1.5 m de altura y 1 cm dap, área basal (m²/ha), densidad (individuos/ ha), altura media (m) y altura máxima (m). C. Número de individuos medidos en las parcelas de acuerdo con categoría diamétrica: < 1 cm, 1 cm a 4.9 cm y > 5 cm dap; solo para árboles > 5 cm dap se presenta la riqueza de especies. Los valores son media y error estándar entre paréntesis.

Parcela		1	2	3	4
A. Pasto estrella					
Cobertura (%)		97.5 (2.5)	100 (0.0)	40 (10)	91.25 (6.25)
Altura (m)		1.06 (0.03)	1.03 (0.04)	0.83 (0.04)	1.15 (0.00)
Riqueza (número de especies)	Árbol	1	1	3	2
	Arbusto	2	0	3	1
	Hierba	12	6	17	13
	Bejuco	1	2	3	1
B. Vegetación leñosa > 1.5 m altura					
Area basal (m²/ha)		3.62 (3.55)	3.64 (3.54)	6.08 (0.58)	8.48 (7.98)
Densidad (ind/ha)		1555 (1311)	213 (30)	2165 (274)	1067 (213)
Altura media		2.51 (0.29)	3.99 (0.26)	2.66 (0.30)	2.34 (0.12)
Altura máxima		6.25 (3.25)	7.75 (0.25)	12.00 (1.00)	5.5 (0)
C. Número de individuos en parcelas por categorías diamétricas					
< 1 cm		13	3	115	25
1 a 4.9 cm		44	5	65	30
> 5 cm		7	2	6	5
Riqueza		1	1	5	1

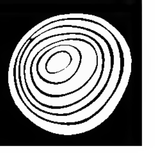


Tabla 2. Especies leñosas al tiempo cero de la restauración ecológica de un bosque peri-urbano. La forma de vida es árbol (A) y arbusto (ar). Ind es el número de individuos > 1.5 m de altura e IVI es el Índice de valor de importancia. X indica presencia, - indica especie no registrada en el tratamiento de remoción de pasto y como semillas en el banco de semillas del suelo y en la lluvia de semillas.

		Vegetación		Remoción	Semillas	
Especie	Forma	Ind	IVI	Pasto	Banco	Lluvia
Acacia pennatula	A	28	24.0	X	X	X
Cestrum nocturnum	ar	106	15.8	X	X	-
Chamaecrista nictitans	ar	1	11.8	-	-	-
Conostegia xalapensis	ar	65	8.3	X	-	-
Mimosa albida	ar	49	7.4	X	X	-
Myrsine coriacea	A	19	5.1	X	-	-
Vernonia schiedeana	ar	14	4.5	-	-	-
Clethra macrophylla	A	2	3.7	-	X	X
Miconia glaberrima	ar	2	2.9	-	-	-
Heliocarpus appendiculatus	A	6	2.9	X	X	X
Cordia spinescens	ar	10	2.5	-	-	-
Leucaena diversifolia	A	1	1.8	-	-	X
Trema micrantha	A	3	1.8	X	X	-
Lippia myriocephala	A	2	1.7	-	-	-
Palicourea padifolia	ar	6	1.4	X	-	-
Telanthophora grandifolia	ar	2	1.0	X	-	-
Piper auritum	ar	1	0.8	X	-	-
Solanun diflorum	ar	1	0.8	-	X	X
Solanum schlechtendalianum	ar	1	0.8	X	X	X
Xylosma flexuosum	ar	1	0.8	-	-	-
Platanus mexicana	A	-	-	-	-	X
Trichilia havanensis	A	-	-	X	-	X
Cnidosculus sp.	ar	-	-	-	X	-

formas de vida más abundantes fueron herbácea (48%) y pasto (33%). La presencia de especies leñosas en este banco de semillas fue alta (19%) debido a que se encontraron 1662 semillas germinadas de *Trema micrantha*.

Los resultados de la lluvia de semillas mostraron un alto arribo de propágulos (> 30 000 semillas) pertenecientes al menos a 15 familias y 18 especies. Las especies leñosas más abundantes fueron *Clethra macrophylla* (6707 semillas), *Platanus mexicana* (3869 semillas) y *Solanum* spp. (6770 semillas).

En el tratamiento de remoción mensual de pasto estrella, se establecieron 41 especies de plantas incluyendo cinco especies de árboles y cuatro de arbustos (Tabla 2, Fig. 2). En contraste, tanto en el testigo sin remoción como en el tratamiento de remoción única de pasto, el pasto estrella continuó dominando.

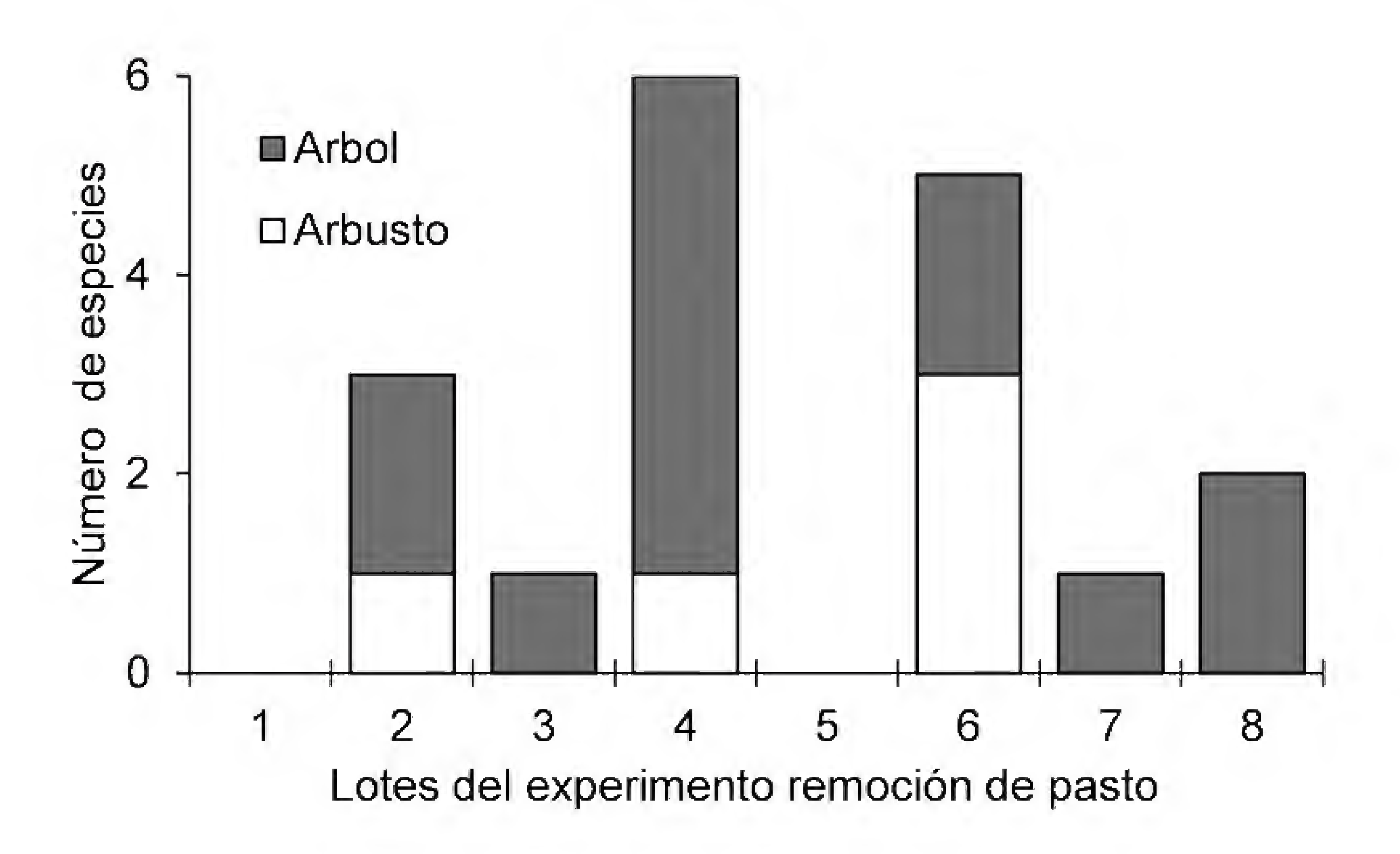


FIGURA 2. Número de especies de plantas leñosas que aparecieron en el tratamiento de remoción mensual de pasto *Cynodon plectostachyus*.

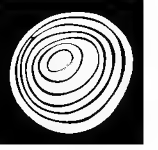
Restauración

El establecimiento temprano de las especies fue exitoso, aunque se requirió la eliminación del pasto alrededor de las plántulas tres veces durante el primer año para disminuir la competencia y aumentar la probabilidad de supervivencia. Después de 12 meses, se registró una supervivencia de 90% y un crecimiento medio en altura de 53 cm/año. *Juglans pyriformis* y *Quercus sartorii* presentaron la mayor supervivencia (75%) seguidos por *Dendropanax arboreus* (73%), *Q. pinnativenulosa* (70%) y *Magnolia dealbata* (65%). La tasa relativa de crecimiento promedio en altura fue de 9 cm/cm/año siendo mayor para *D. arboreous*, *Q. pinnativenulosa* y *Q sartorii* (11.5, 12.7 y 13.1) cm/cm/año, respectivamente y menor para *J. pyriformis* (3.5 cm/cm/año) y *M. dealbata* (5.3 cm/cm/año).

Discusión

El bosque en el área de estudio ha sido transformado por el crecimiento urbano de la ciudad de Xalapa y zona conurbada (Williams-Linera *et al.*, 2002; Lemoine, 2012). Recrear un bosque de niebla adyacente a una urbe representa una oportunidad única para beneficio de la conservación del bosque, de la biodiversidad, de los servicios ambientales y de la sociedad misma. En este escenario, los remanentes de vegetación, como el Santuario de Bosque de Niebla, representan ya islas de vegetación las cuales pueden funcionar como fuentes de propágulos para sitios cercanos con potencial de recuperación. De igual forma, estas islas representan conectores en el paisaje que facilitan el movimiento de diversos organismos (Lamb y Gilmour, 2003).

La presencia de propágulos tanto en el banco de semillas del suelo como los que arriban por lluvia de semillas sugiere que la disponibilidad de semillas no es una limitante para la recuperación del bosque periurbano. La cantidad de especies leñosas se encuentra en el intervalo publicado en otros estudios para banco de semillas del suelo que es entre 8% y 25% de especies leñosas en bosques de niebla (Alvarez *et al.*, 2005; Williams-Linera, 2007). Las semillas colectadas por lluvia de semillas fueron, en su mayoría, de tipo de dispersión por viento (anemocoría 65%), lo que asegura que la llegada de propágalos al sitio sucederá aun sin la ayuda de algún agente dispersor, y que la trayectoria sucesional puede llevar a la recuperación del bosque. Durante la



trayectoria de la sucesión secundaria del BMM, la proporción de especies e individuos dispersados por viento es alta al inicio (44%) y tiende a disminuir (23%), mientras que la proporción de especies de árboles con semillas dispersadas por aves se mantiene y la de especies de árboles con semillas grandes dispersadas por gravedad o animales aumenta (Muñiz-Castro *et al*., 2012).

Los resultados indican que las condiciones ambientales iniciales del sitio a restaurar son más fluctuantes, más cálidas y menos húmedas que las del bosque de referencia. Esto concuerda con lo que se ya se ha documentado en otros sistemas, donde el microclima durante los primeros años de abandono de un potrero es una barrera potencial para el establecimiento de especies forestales que detonen el proceso de recuperación del bosque (Holl, 1999). Sin embargo, la barrera importante para el establecimiento de especies forestales es la dominancia de pasto estrella. La biomasa aérea equivale a 18 t/ha en el sitio de estudio, este valor está dentro de lo encontrado (15 t/ha a 30 t/ha) en potreros tropicales (Sánchez, 2007); esta biomasa *per se* es capaz de inhibir la sucesión secundaria. La presencia de pastos exóticos en potreros abandonados ha sido documentada como un impedimento para la recuperación del bosque debido a que genera competencia con el crecimiento de plantas leñosas, además de inhibir la germinación y establecimiento inicial de especies leñosas (Holl, 1998, 1999). El experimento de remoción de *Cynodon plectostachyus* en núcleos mostró que este pasto inhibe el establecimiento de otras plantas que iniciarían la sucesión secundaria y con ello la recuperación del bosque. Siendo la dominancia del pasto la principal limitante, deberán establecerse estrategias para su eliminación, ya sea en núcleos dispersos (Reis *et al*., 2010; Zahawi *et al*., 2013) o en áreas continuas para permitir la germinación y emergencia tanto de especies existentes en el banco de semillas como de aquellas dispersadas por diversos vectores (Muñiz-Castro *et al*., 2012).

En cuanto a la composición de la vegetación, destaca que las mismas especies de árboles se encontraron en la vegetación inicial, en los experimentos de remoción de pasto y en el banco de semillas (Tabla 2, Apéndice 1). Algunas de esas especies pueden detonar una trayectoria sucesional una vez que disminuya la dominancia del pasto (Muñiz-Castro *et al*., 2012). Es notorio cómo la parcela con la menor dominancia de pasto (parcela 3), presenta la mayor riqueza y diversidad de formas de vida en su vegetación inicial. También es evidente que los árboles remanentes *in situ* funcionarán como núcleos de regeneración del bosque (Zahawi *et al*., 2013; Sandor y Chazdon, 2014). Para el caso de este estudio, el fragmento remanente de bosque, los árboles aislados y la vegetación riparia adyacente tienen una influencia en la composición de la vegetación registrada en las parcelas. Por ejemplo, la presencia de especies de bosque como *Clethra macrophylla*, *Palicourea padifolia* o *Trichilia havanensis* en las parcelas y banco de semillas se explica por la proximidad del fragmento de bosque rodeando el manantial, mientras que la presencia de *Platanus mexicana* en trampa de lluvias de semillas por la presencia de estos árboles en la vegetación riparia.

De acuerdo con la recopilación de datos del ecosistema de referencia, la restauración deberá tener como guía desarrollar un bosque con árboles de 5 cm dap o mayores que alcancen un área basal de 61 m^2/ha ± 10 m^2/ha, una densidad de 1120 árboles/ha ± 102 árboles/ha, una altura de 20 m y riqueza de 20 especies de árboles (Williams-Linera *et al*., 2013). Estudios de cronosecuencia llevados a cabo en la región, claramente sugieren que puede esperarse una trayectoria que lleve a la recuperación natural del bosque de niebla a través del proceso sucesional en ca. 35 años y más de 100 años dependiendo de las variables consideradas (Muñiz-Castro *et al*., 2012).

Después de establecer la línea de base se debe decidir si se procede con técnicas de restauración activa o pasiva. Es importante partir de una caracterización inicial del sitio tomando en cuenta su heterogeneidad y aprovechando la presencia de microhábitats y vegetación remanente que ayudarán a acelerar el proceso de recuperación del bosque (Reis *et al*., 2010; Zahawi *et al*., 2013). La restauración activa daría resultados a menor tiempo y la pasiva, aunque pueda parecer apropiada, tiene ciertos inconvenientes. La restauración pasiva se considera como una técnica menos costosa que la activa, pero puede tener

costos indirectos altos como el aparente abandono del sitio que puede a llevar a un menor compromiso con el mantenimiento a largo plazo del proyecto (Lamb y Gilmour, 2003; Zahawi *et al.*, 2014).

Diversos estudios muestran que las plantaciones en potreros abandonados con dominancia de especies exóticas, como el pasto estrella, requieren del establecimiento de especies leñosas de rápido crecimiento y de la remoción frecuente del pasto exótico para lograr su erradicación y permitir el inicio de la sucesión (Ortega-Pieck *et al.*, 2011; Williams-Linera *et al.*, 2015). Otros estudios indican que se deben introducir especies intermedias y tardías de la sucesión desde un inicio y no solo introducir especies de rápido crecimiento (de la Peña-Domene *et al.*, 2013; Williams-Linera *et al.*, 2015). Este estudio muestra que la remoción cuatrimestral de pasto alrededor de las plantaciones durante el primer año es favorable para mantener la supervivencia de 90% de la plantación y que el rápido crecimiento de algunas especies tempranas e intermedias (*Dendropanax arboreus*) hace que funcionen como nodrizas para especies tardías o con menores tasas de crecimiento (*Magnolia dealbata*) en el mediano y largo plazo.

Conclusiones

Los resultados sugieren que al tiempo cero, la estructura y composición de la vegetación, la disponibilidad de propágulos en el banco de semillas del suelo y lluvia de semillas, documentan el alto potencial de regeneración del sitio. Sin embargo, la recuperación se encuentra limitada por la dominancia del pasto estrella, por lo que es necesario implementar técnicas de restauración activa como introducir plantaciones mixtas de especies pioneras, intermedias y tardías. El experimento de restauración ha sido establecido y, a dos años, la diferencia es evidente, ya que en las parcelas de restauración pasiva persiste una alta dominancia de pasto exótico. Dado que se trata de una experiencia en una zona periurbana conviene destacar que la presencia de parcelas pareadas de restauración pasiva y activa tendrá, adicionalmente, un fin didáctico al integrarse a una exhibición permanente del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero.

Reconocimientos

Reconocemos la valiosa participación en este proyecto de: Petra Galindo Jiménez, Teresa Fernández de Lara, Yureli García de la Cruz, Stéphanie Baltazar Hernández, Isis De la Rosa-Flores, Ma. de los Ángeles García Hernández, Miguel Angel Domínguez López. Un especial agradecimiento a Carlos Iglesias, Milton Díaz y los jardineros del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero por su inmensa ayuda. Las plantas fueron donadas por SEDEMA y PRONATURA Veracruz. Este trabajo es parte del proyecto Restauración de un Bosque Mesófilo de Montaña a Partir de un Pastizal (2011-2014, 20035 30860) financiado por Proyectos de Investigación de Alto Valor Estratégico para la Sociedad, Dirección General, INECOL.

Referencias

Alvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A.C. Newton. 2005. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37(3):336-341.

Chazdon, R. 2008. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320 (5882):1458-1460.

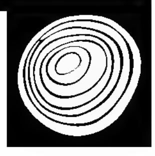
Clewell, A., J. Rieger y J. Munro. 2005. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. 2a ed. Society for Ecological Restoration. http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/guidelines-for-developing-and-managing-ecological-restoration-projects.

De la Peña-Domene, M., C. Martínez-Garza y H.F. Howe. 2013. Early recruitment dynamics in tropical restoration. *Ecological Applications* 23(5):1124-1134.

García C. A. 2015. Relación de la conductividad hidráulica con otras propiedades del suelo en sitios en restauración y con bosque mesófilo de montaña conservado. Tesis de licenciatura en Ingeniería Ambiental, Fac. de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver. 68 p.

Grau, H.R., M.E. Hernández, J. Gutierrez, N.I. Gasparri, M.C. Casavecchia, E.E. Flores-Ivaldi, y L. Paolini. 2008. A periurban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society* 13(1):35.

Holl, K.D.1998. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense*



(Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109(1-3):187–195.

Holl, K.D.1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2): 229–242.

Holl, K.D., M. Loik, E. H. V. Lin e I A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4):339-349.

Holl, K. D. y T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261(10):1558-1563.

IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

Lamb, D. y D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN y WWF. Gland, Suiza.

Lemoine R., R. 2012. Cambios en la cobertura vegetal de la ciudad de Xalapa-Enríquez, Veracruz y zonas circundantes entre 1950 y 2010. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 44 p.

Muñiz-Castro, M. A., G. Williams-Linera y M. Martínez-Ramos. 2012. Dispersal mode, shade tolerance, and phytogeographical affinity of tree species during secondary succession in tropical montane cloud forest. *Plant Ecology* 213(2):339–353

Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial y J. G. García-Franco. 2011. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management* 261(7):1336–1343.

Quantin P. y D. Geissert. 1988. Características químicas y mineralógicas de un andosol y de un suelo ferralítico de Xalapa, Veracruz, México. INIREB, Xalapa, Ver. 24 p.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. http://www.R-project.org/.

Reis, A., F.C. Bechara y D.R. Tres. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* (Piracicaba, Brasil) 67(2):244-250.

Sandor, M.E. y R.L. Chazdon. 2014. Remnant trees affect species composition but not structure of tropical second-growth forest. *PloS One* 9:e83284.

Sánchez, J.M. 2007. Utilización eficiente de las pasturas tropicales en la alimentación del ganado lechero. XI Seminario Manejo y Utilización de Pastos y Forrajes en Sistemas de Producción Animal. Memoria. UPEL, Barquisimeto, 12-14 abril 2007. http://www.avpa.ula.ve/eventos/xi_seminario/Seminario.htm

SER. 2004. Society for Ecological Restoration International Primer on Ecological Restoration http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration

Williams-Linera, G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Instituto de Ecología, A.C.-CONABIO. Xalapa, Veracruz. 208 p

Williams-Linera, G., R.H. Manson y E. Isunza-Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1):73-89.

Williams-Linera, G., M. Toledo-Garibaldi y C. Gallardo Hernández. 2013. How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology* 214(5):685-701

Williams-Linera, G., C. Álvarez-Aquino, M.Á. Muñiz-Castro y R.A. Pedraza. 2015. Evaluación del éxito de la restauración del bosque mesófilo de montaña en la región de Xalapa, Veracruz. *In*: E. Ceccon y C. Martínez-Garza, comps. Experiencias mexicanas en restauración de ecosistemas. CRIM-CONABIO, México, D.F.

Zahawi, R.A., K. D. Holl, R. J. Cole y J. L. Reid. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50(1):88-96.

Zahawi, R.A., J.L. Reid, y K.D. Holl, 2014. Hidden Costs of Passive Restoration. *Restoration Ecology* 22(3):284-287.

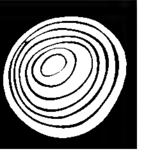
Manuscrito recibido el 16 de junio de 2014.
Aceptado el 9 de abril de 2015.

Este documento se debe citar como:
Williams-Linera, G., F. López-Barrera y M. Bonilla-Moheno. 2015. Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. Madera y Bosques 21(2):89-101.

Apéndice

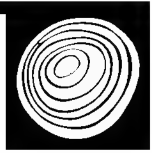
Apéndice 1. Lista de especies registradas en el potrero abandonado en el tiempo cero de la restauración ecológica.

Especie	Familia
Arbol	
1 *Cordia spinescens* L.	Boraginaceae
2 *Trema micrantha* (L.) Blume	Cannabaceae
3 *Clethra macrophylla* M. Martens & Galeotti	Clethraceae
4 *Acacia pennatula* (Schltdl. & Cham.) Benth	Fabaceae
5 *Heliocarpus appendiculatus* Turcz.	Malvaceae
6 *Trichilia havanensis* Jacq.	Meliaceae
7 *Psidium guajava* L.	Mirtaceae
8 *Myrsine coriaceae* (Sw.) R. Br. ex Roem.& Schult.	Primulaceae
9 *Rhamnus capraeifolia* Schltdl.	Rhamnaceae
10 *Lippia myriocephala* Schltdl. & Cham.	Verbenaceae
Arbusto	
11 *Calea urticifolia* (Mill.) DC.	Asteraceae
12 *Telanthophora grandifolia* (Less.) H. Rob. & Brettell	Asteraceae
13 *Chamaecrista nictitans* (l.) Moench	Fabaceae
14 *Leucaena diversifolia* (Schltdl). Benth.	Fabaceae
15 *Mimosa albida* Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae
16 *Conostegia xalapensis* (Bonpl.) D. Don.	Melastomataceae
17 *Miconia glaberrima* (Schltdl.) Naudin	Melastomataceae
18 *Rubus coriifolius* Liebm.	Rosaceae
19 *Palicourea padifolia* (Humb. & Bonpl. ex Schult.) C.M. Taylor & Lorence	Rubiaceae
20 *Randia xalapensis* M. Martens & Galeotti	Rubiaceae
21 *Xylosma flexuosa* (Kunth) Hemsl.	Salicaceae
22 *Cestrum nocturnum* L.	Solanaceae
23 *Solanum aphyodendron* S. Knapp	Solanaceae
24 *Solanum erianthum* D. Don	Solanaceae
25 *Solanum schlechtendalianum* Walp.	Solanaceae
26 *Solanun aphyodendron* S. Knapp	Solanaceae
27 *Solanun diflorum* Vell.	Solanaceae
Bejuco	
28 *Ipomoea microsepala* Benth.	Convolvulaceae
29 *Ipomoea purpurea* (L.) Roth.	Convolvulaceae
30 *Rhynchosia minima* (L.) DC.	Fabaceae
31 *Vitis tiliifolia* Willd.	Vitaceae
Herbaceae	
32 *Iresine diffusa* Humb. & Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae
33 *Acmella repens* (Walter) Rich.	Asteraceae
34 *Ageratina aschenborniana* (S. Schauer) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae
35 *Baccharis trinervis* Pers.	Asteraceae
36 *Bidens alba* (L.) DC.	Asteraceae
37 *Bidens pilosa* L.	Asteraceae
38 *Cirsium rhaphilepis* (Hemsl.) Petr.	Asteraceae
39 *Eupatorium pycnocephalum* Lees.	Asteraceae
40 *Gnaphalium americanum* P. Mill.	Asteraceae
41 *Jaegeria hirta* (lag.) Less.	Asteraceae
42 *Pseudelephantopus spicatus* (Juss. ex Aubl.) C.F. Baker	Asteraceae
43 *Roldana angulifolia* (DC.) H. Rob. & Brettell	Asteraceae
44 *Verbesina crocata* (Cav.) Less.	Asteraceae
45 *Vernonia schiedeana* Less.	Asteraceae
46 *Vernonia patens* Kunth	Asteraceae
47 *Lobelia xalapensis* Kunth	Campanulaceae
48 *Drymaria cordata* (L.) Willd. ex Schult.	Caryophyllaceae
49 *Tipantia erecta* Jacq.	Commelinaceae
50 *Dichondra argentea* Humb. & Bonpl.	Convolvulaceae
51 *Acalypha setosa* A. Rich.	Euphorbiaceae
52 *Mimosa pudica* L.	Fabaceae
53 *Clerodendrum philippinum* Schauer	Lamiaceae
54 *Hyptis atrorubens* Poit.	Lamiaceae
55 *Hyptis mutabilis* (Rich.) Briq.	Lamiaceae



56 *Salvia xalapensis* Benth.	Lamiaceae
57 *Sida rhombifolia* L.	Malvaceae
58 *Triumfetta bogotensis* DC.	Malvaceae
59 *Piper auritum* Kunth	Piperaceae
60 *Piper umbellatum* L.	Piperaceae
61 *Polygonum ferrugineum* Wedd.	Polygonaceae
62 *Borrreria latifolia* (Aubl.) K. Shum	Rubiaceae
63 *Coccocypselum hispidulum* (Standl.) Standl.	Rubiaceae
64 *Crusea hispida* (Mill.) B.L. Rob.	Rubiaceae
65 *Pilea pubescens* Liebm.	Urticaceae
66 *Lantana camara* L.	Verbenaceae
67 *Lantana trifolia* L.	Verbenaceae
Pasto	
68 *Cyperus seslerioides* Kunth	Cyperaceae
69 *Rhynchospora radicans* (Schltdl. & Cham.) H. Pfeiff.	Cyperaceae
70 *Cynodon plectostachyus* (K. Schum.) Pilg.	Poaceae

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 103-115** Verano **2015**



Extracción de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) en el Nevado de Toluca

Extraction of perlilla sticks (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) from the Nevado de Toluca Park

Nancy Diana Anastacio Martínez[1], Esteban Valtierra Pacheco[2], Gabino Nava Bernal[1] y Sergio Franco Maass[1,*]

[1] Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. Universidad Autónoma del Estado de México.

[2] Programa de Posgrado en Desarrollo Rural, Colegio de Postgraduados.

* Autor de correspondencia. checolain@hotmail.com

Resumen

La presente investigación describe la organización social en la extracción y comercialización de la vara de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) en tres comunidades del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. La investigación se realizó a través de la observación participante, entrevistas semiestructuradas, transectos y muestreos aleatorios en áreas de extracción para determinar la densidad y características de las plantas. Los resultados muestran que el agente social detonador de la demanda del recurso es el Gobierno del Distrito Federal que requiere la vara de perlilla para la elaboración de escobas de vara rústicas destinadas a la limpieza pública. La organización social en torno a la extracción del recurso está dominada por intermediarios ajenos a las comunidades y, por lo tanto, son quienes obtienen el mayor beneficio económico de la extracción de perlilla. Ellos toman ventaja de las relaciones de amistad y parentesco con el acopiador y los líderes de los cortadores. Las entrevistas semiestructuradas con informantes clave permitieron identificar que la extracción de perlilla se ha intensificado presentando, en algunas zonas, problemas para la regeneración de la especie como resultado de la sobreexplotación y la aplicación de técnicas de corte inadecuadas. Esta situación podría ocasionar problemas graves de tipo ecológico, económico y social en esta área natural protegida.

Palabras clave: actores sociales, área natural protegida, escobas de vara, Gobierno del Distrito Federal, organización social.

Abstract

This research describes the social process of extraction and commercialization of the perlilla sticks (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) in three communities of the Protected Wildlife Area of the Nevado of Toluca. This research was done through the participant observation, semi-structured interviews, transects and sampling of areas of extraction. The results show that the social agent who generates the demand of this resource is the Government of the Federal District to make rustic brooms used for public cleaning. The social organization around resource extraction is dominated by outside brokers and therefore they obtain most of the economic benefits the perlilla´s extraction. They take advantage of their family and friend relationships with the leaders of cutters. The field work that identifies that the extraction of perlilla has been intensified that some areas already show problems of regeneration of this species that are linked to inadequate cutting technics. This situation could be causing severe ecological, economic and social problems in this natural protected area.

Key words: stakeholders, natural protected area, broom sticks, Government of Federal District, social organization.

Introducción

La extracción, consumo y venta de Recursos Forestales No maderables (RFNM) en México contribuye de manera significativa a la economía de la población rural. Se estima que en el país existen cerca de 1000 diferentes RFNM que son extraídos para autoabasto o para su comercialización en mercados locales y regionales (FAO, 2004) (Marshall *et al.*, 2006). De acuerdo con la FAO (1995a), el crecimiento

de la población mexicana y su concentración en zonas urbanas y la revalorización de los RFNM han incrementado la demanda e intensificado su extracción, afectando la regeneración de las especies en su distribución natural. Entre los recursos no maderables que se extraen en el país destacan, por su relevancia económica, hongos y plantas comestibles, plantas medicinales, leña utilizada como combustible y otros productos comerciales como las resinas y el chicle (FAO, 1995b).

En 1936 se decretó el Parque Nacional Nevado de Toluca y, pese a gozar del máximo nivel de protección asignado por la legislación mexicana, esta área natural protegida ha sufrido un serio deterioro. En 2013, a iniciativa del Gobierno del Estado de México (GEM), se cambió la categoría con la finalidad de promover la recuperación y conservación de los recursos forestales, posibilitando la realización de actividades económicas que mejoren las condiciones de vida de la población local (Semarnat, 2013).

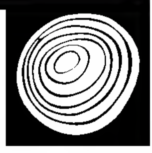
La perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) es un recurso forestal no maderable que se distribuye en los bosques de alta montaña, desde Nuevo México hasta Guatemala, incluyendo el Eje Neovolcánico Transversal de México (Calderón y Rzedowski, 2001). Suele crecer en bosque de oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham.) a altitudes que oscilan entre 2700 m y 3500 m snm, sobre suelos de tipo andosol con alto contenido de materia orgánica y humedad (Benítez,1986).

En el presente siglo, la extracción de perlilla se ha convertido en una de las principales fuentes de ingresos para algunas comunidades del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT), debido a la demanda que genera la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y, particularmente, el Gobierno del Distrito Federal (GDF), tanto para el mantenimiento de sus barredoras mecánicas como para el suministro de escobas a los trabajadores del servicio de limpia y para la fabricación de artesanías (Monroy *et al.*, 2007). Dicha extracción es promovida por actores sociales externos a las comunidades, lo cual denota una desarticulación entre el objetivo de las políticas públicas en áreas protegidas que buscan impulsar el desarrollo y calidad de vida de las comunidades rurales, la satisfacción de las verdaderas necesidades de la gente y la recuperación y conservación ambiental (Villalobos, 2000).

La demanda creciente de perlilla ha provocado una extracción intensiva del recurso en temporada de fructificación, afectando su regeneración, porque impide su correcto crecimiento y limita su propagación. Además, la extracción contraviene los preceptos de conservación y la normatividad para los cuales fue decretada el área de protección. La extracción de perlilla está ocasionando una perturbación de los ecosistemas y conflictos sociales entre los propietarios y usuarios de los terrenos de bienes comunales. En México, el estudio de los RFNM se ha centrado principalmente en aspectos biológicos de las especies, dejando de lado las cuestiones sociales inherentes a su extracción y comercialización. Es importante reconocer el papel de las comunidades y la forma en que los habitantes utilizan los recursos para obtener beneficios económicos (Monroy *et al.*, 2007). Esto resulta especialmente relevante para el caso de la vara de perlilla, porque su extracción está afectando a un área natural protegida del Estado de México.

Existen diversos estudios relacionados con las plantaciones de vara de perlilla. Mendoza *et al.* (2012) presentan la estimación en el crecimiento y la altura de corte de la vara de perlilla en respuesta a un fertilizante, en San José del Rincón, Estado de México. De la misma manera, Mendoza *et al.* (2011) registran la calidad de la planta en una plantación de vara de perlilla ante la radiación solar y la supervivencia a través de un vivero de la Universidad Autónoma de Chapingo; y Monroy *et al.* (2007) plantean el proceso de apropiación y uso de la vara en el Corredor Biológico Chichinautzin, así como la propagación vegetativa de la planta al ser tratada con enraizador.

Desde el punto de vista social, varios estudios (Rodríguez e Higinio, 2011; Obama, 2002; De la Peña e Illsey, 2001) hacen referencia a la importancia que tienen los RFNM como sustento económico, alimenticio y cultural de muchas de las comunidades rurales. La organización social en torno a la extracción de los RFNM y las relaciones



existentes entre los actores sociales tanto internos como externos quedan retratados en los estudios como el presentado por Sánchez y Valtierra (2003) donde analizan el entorno económico en el aprovechamiento de la palma camedor (*chamaedorea spp.)* en la Selva Lacandona en Chiapas y la problemática entre los grupos indígenas en torno a este proceso. Montañez *et al.* (2011) presentan el caso del aprovechamiento tradicional de una especie protegida (*Litsea glaucescens* Kunth) en Sierra del Laurel, Aguascalientes, donde se muestran los conflictos originados entre los comuneros y los empresarios por la obtención del recurso y, dada la temporalidad e importancia de la especie para el Domingo de Ramos, su extracción se vuelve intensiva en un corto tiempo lo que la ha llevado a estar en peligro de extinción.

Objetivo

El objetivo del presente estudio fue caracterizar la organización social en el proceso de extracción y comercialización de la vara de perlilla en tres comunidades del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, en el Estado de México.

Materiales y métodos

Área de Estudio

En el APFF Nevado de Toluca se destacan tres localidades en la extracción de vara de perlilla: La Peñuela y San José Contadero, ubicadas en el área de amortiguamiento y Buenavista localizada dentro de la zona núcleo (Conanp, 2012) (Fig. 1). En los tres casos, la población local complementa sus actividades económicas con la extracción de leña muerta y verde, hongos comestibles, plantas medicinales, plantas silvestres, frutos silvestres y algunos arbustos como la perlilla y la vara de cuete (Endara *et al.*, 2012).

La Peñuela se ubica a una altitud promedio de 3040 m snm y cuenta con 655 habitantes (Inegi, 2010). Su principal actividad económica es la agricultura de riego, aunque existen predios agrícolas de temporal, predominando los cultivos de papa, avena y hortalizas. Buenavista se localiza a una altitud media de 3100 m snm y cuenta con

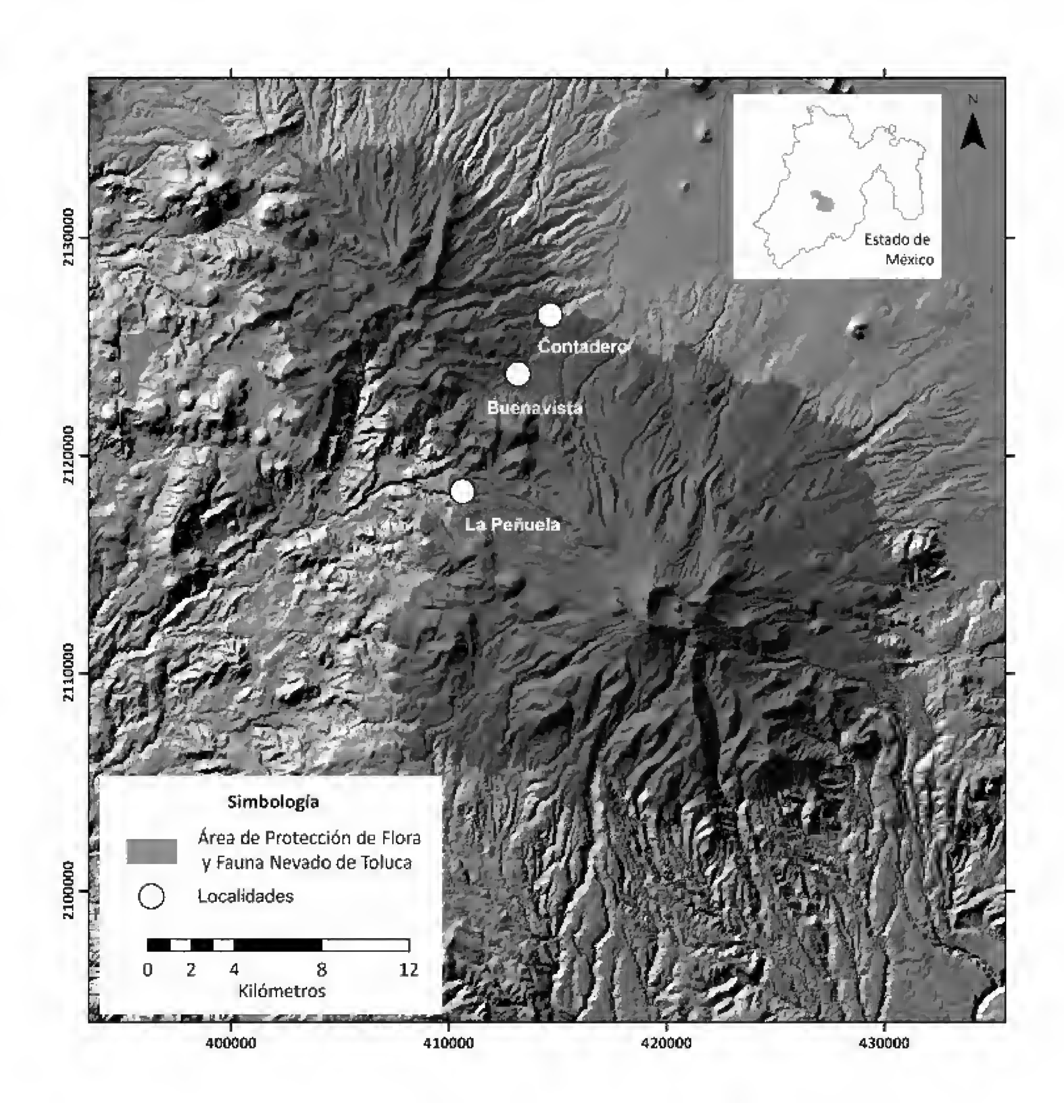


Figura 1. Ubicación de las comunidades de estudio.

Fuente: elaboración propia

560 habitantes (Inegi, 2010). La principal actividad económica es el pastoreo, aunque es posible encontrar pequeñas porciones de tierra cultivadas con papa y avena. Sus habitantes también tienen alternativas de trabajo fuera de la localidad, empleándose en la albañilería, aserraderos o como peones en temporada de cosecha. San José Contadero se ubica en la ladera norte del Volcán a una altitud promedio de 3040 m snm. Las principales actividades económicas son el cultivo de papa y la extracción de los recursos no maderables. El aprovechamiento de la leña y la extracción ilegal de madera para su comercialización son actividades comunes entre la población, debido a que la venta de estos se realiza tanto al interior como al exterior de la localidad (Conanp, 2012).

Método

El trabajo de campo se realizó de enero a octubre de 2013, tiempo durante el cual fue posible observar las tres etapas fenológicas de la perlilla en concordancia con el calendario propuesto por Monroy *et al.* (2007). La perlilla es una

planta perenne cuyos frutos maduran y producen semilla entre marzo y junio; la floración se presenta de julio a septiembre y la fructificación va de octubre a febrero. Las técnicas de investigación empleadas fueron: la observación participante, entrevistas semiestructuradas, transectos y muestreo de sitios de extracción para determinar la densidad y características de la planta. La observación participante permitió identificar las técnicas de extracción, la cuantificación de varas y la calidad de las mismas. Se participó en todo el proceso incluyendo el corte, la elaboración de rollos, el cargado del camión y la comercialización.

Las entrevistas semiestructuradas se aplicaron a 12 personas involucradas en la extracción de perlilla de las tres localidades. Las preguntas estaban estructuradas con base en 4 ejes fundamentales: características del informante; conocimiento sobre la extracción de perlilla; funcionamiento de la organización social y participación en la distribución y comercialización.

Se realizarón tres transectos por localidad (Cámara y Díaz, 2013) con el fin de conocer las rutas de extracción y las zonas que, de acuerdo con los cortadores, presentan la mayor abundancia y calidad de perlilla. Para la ubicación de los transectos se utilizó un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) y para la ubicación de otras rutas que no fue posible recorrer se utilizaron imágenes *Google Earth*. Se hicieron 9 muestreos sobre las rutas de extracción (3 por localidad). De manera aleatoria se estableció un cuadrante de 5 m x 5 m (25 m^2) en una zona del transecto en que no se había realizado aún la extracción. Previo al corte de varas se realizó un conteó total obteniéndose: a) altura de los arbustos, b) número de varas por planta y c) el tipo de vara (retoño, joven o madura) con base en lo propuesto en MDSB (2006) para el muestreo de especies arbustivas. La abundancia se determinó por el conteo directo de inidviduos de perlilla encontrados en el área de muestreo expresándola en indivduos/m^2 (Vilchez, 2004). Una vez obtenida la información se permitió la entrada de los cortadores y se cuantificó el total de varas extraídas por arbusto. Los rollos obtenidos fueron pesados y medidos para determinar si cumplían con las características exigidas en la licitación (GDF, 2012).

Monroy *et al.* (2007) caracterizaron el calendario fenológico de la perlilla observándose en la figura 2 que el período de floración va de julio a septiembre, el de fructificación abarca cinco meses de octubre a febrero, finalmente, la semilla se produce y libera entre marzo y junio.

Resultados y discusión

Aprovechamiento

No todas las características establecidas en la NOM-005-RECNAT-1997 (Semarnat, 2003: 31) son tomadas en cuenta por los cortadores. Si bien se presentan aprovechamientos menores a los establecidos en la normatividad (en promedio se aprovecha 46% en comparación con el 60% permitido), el corte se realiza durante la etapa de floración y semillación. De los muestreos realizados se contabilizó el número de arbustos, sus alturas, el total de varas por arbusto y el número y características de las varas aprovechadas (Tabla 1). La densidad promedio fue de 2.3 plantas/m^2. Los cortadores aprovechan las varas maduras y jóvenes omitiendo el corte de los retoños, lo que permite en cierta medida la regeneración de la especie.

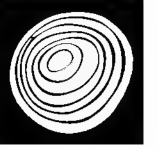
Periodo de extracción

Los resultados de este trabajo demuestran que la extracción de perlilla en la región de estudio es intensiva y en distintos periodos en cada comunidad (Fig. 3). El periodo de corte en cada localidad depende de la percepción de los líderes de cuadrilla acerca de una mayor abundancia de la especie; la disponibilidad de cortadores y la decisión del



Figura 2. Calendario Fenológico de la perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.).

Fuente: Monroy *et al.* (2007).



acopiador local en función de la demanda. El desfase de corte entre las tres comunidades sucede porque entre los líderes de los cortadores existen relaciones de parentesco o amistad, lo cual les permite prestarse a los trabajadores. Considerando los periodos de las tres comunidades, la extracción prácticamente se extiende a todo el año.

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), a través de la norma NOM-005-RECNAT-1997, señala en que etapa fenológica debe hacerse el aprovechamiento:

"Para promover el aprovechamiento (de tallos) de grupo de plantas en edad y tamaño homogéneo, solo se permitirá aprovechar como máximo el 60% de los tallos en madurez de cosecha. Cuando se presenten grupos en etapas de floración y semillación, sólo se deberá aprovechar el mismo porcentaje, con la finalidad de favorecer la reproducción por semilla". (Semarnat, 2003: 31).

De acuerdo con lo encontrado por Monroy *et al.* (2007) (Fig. 2) y lo establecido por Semarnat, la época ideal para esta extracción es entre mayo y agosto. Sería ideal que los cortadores conocieran el calendario fenológico de la especie para cortar solo en las épocas adecuadas, permitiendo así la regeneración de la misma.

Proceso de extracción

El proceso de extracción-comercialización identificado en las tres áreas de estudio pertenecientes el APFFNT es el siguiente:

a) Ubicación de los sitios de extracción

La actividad se realiza tanto al interior como fuera de los límites del área natural protegida, principalmente sobre terrenos comunales. Esto implica que los grupos de cortadores deberían contar con el consentimiento de la comunidad y el permiso de la Semarnat. La gestión de estos permisos, sin embargo, solo se realiza en La Peñuela.

Los principales criterios que utilizan los cortadores para ubicar los parajes de extracción de perlilla son: la proximidad con caminos, veredas y parcelas de cultivo; la presencia de bosques abiertos de oyamel y barrancas con pendientes pronunciadas. Estos datos coinciden con lo publicado por Monroy *et al.* (2007) y Matesanz y Valladares (2009). Los autores afirman que la perlilla, siendo una especie ruderal, tiende a desarrollarse en hábitats alterados, aunque también es posible encontrarla en bosques de pino y encino. En la figura 4, se observa que los transectos seguidos por los cortadores corresponden a barrancas de fuerte pendiente cubiertas con bosque de oyamel y en proximidad a extensas zonas de cultivo.

La ubicación de las áreas de extracción variaba entre 5 m y 30 m de distancia a caminos y veredas. En las rutas de extracción de las localidades de Contadero y La Peñuela, la presencia del recurso era mayor a 5 metros de los caminos y tendía a disminuir hasta los 20 m o 30 m. En el caso de Buenavista, la mayor cantidad de vara de perlilla estaba a 10 metros de la vereda y la menor cantidad a 30 metros.

b) Selección de varas para la extracción

De acuerdo con Hartmann y Kester (1985), la técnica correcta del corte de perlilla debe dejar las varas jóvenes y retoños para favorecer la regeneración de la planta. Pese a que los cortadores tienen conocimiento de esto, no siempre lo cumplen ya que deben sujetarse a las exigencias de los empresarios que, en ocasiones, demandan varas jóvenes porque se pueden almacenar por más tiempo.

En las licitaciones públicas que emiten las delegaciones del Gobierno del Distrito Federal se establecen las cantidades y la calidad de las varas, así como la forma de pago, pero no se especifica el estado de maduración de la vara.

Por ejemplo, en una licitación de 2012, el Comité Delegacional de Adquisiciones, Arrendamientos y Prestación de Servicios de la Delegación Coyoacán, establece:

"Adquisición de vara de perlilla de 1.20 a 1.50 mts. de altura en tercios y cada tercio se compone de 25 atados y cada atado se compone de 50 varas, para el periodo de enero a junio de 2012, para apoyar los trabajos de barrido manual tradicional en las calles que confinen esta delegación (Coyoacán). Monto a pagar $5´000,000.00 (Cinco millones de pesos) por 7,194 tercios de perlilla. Coyoacán México a 13 de enero de 2012" (GDF, 2012)

Las características que se consideran para el corte son: 1) el largo mínimo debe ser de 1.20 m (el largo máximo encontrado fue de 2.40 m); 2) el diámetro del tallo o tronco principal de la mata debe ser mayor a 0.05 m (el grosor mínimo encontrado en campo fue de 0.07 m); 3) la coloración debe ser marrón oscuro, lo que indica la edad de la vara (los cortadores de la zona no suelen extraer los retoños verdes, pero 43% de varas cortadas son rojizas o jóvenes y 57% son marrón oscuro o maduras) y; 4) la apariencia de lozanía sin rastros de deshidratación, descamación de su corteza, ni cortaduras a lo largo que puedan provocar el quiebre (los cortadores evitan el corte de este tipo de varas).

c) Técnica de corte

Durante los recorridos fue posible identificar dos técnicas de corte. Los cortadores de menor experiencia suelen cortar la planta de forma horizontal, mientras que los más experimentados aplican un corte diagonal a nivel del tronco principal. Esto último permite la regeneración de la especie y su propagación vegetativa, tal como lo señalan Mendoza, *et al.* (2012), Mendoza, *et al.* (2011), Monroy, *et al.* (2007) y Hartmann y Kester (1985). Es importante señalar que la cortadura diagonal estimula la produccion de raices pero, si no se realiza correctamente, se pone en riesgo la regeneración de la planta.

Los testimonios durante el trabajo de campo indican que en el año 2003, en las localidades de La Peñuela y Buenavista hubo una importante escasez de la especie que se prolongó por tres años. Los cortadores indicaron que esto se debió al aumento en la competencia entre grupos de cortadores y a la aplicación de técnicas inadecuadas de corte. Los arbustos eran cortados a lo ancho del tallo principal al nivel del suelo y de forma recta, impidiendo con ello la regeneración. Esta situación implicó que las personas dedicadas a la extracción emigraran a las ciudades de Toluca y México para emplearse como albañiles o permanecieran en sus comunidades empleándose como jornaleros.

d) Formación de rollos para el secado

Una vez cortadas las varas, se forman rollos que contienen entre 200 y 220 de ellas (Fig. 5). La variación en dicha cantidad depende de la calidad, es decir, cuando los rollos contienen 200 varas, existe una mayor proporción de material maduro y el tamaño, grosor, coloración y apariencia son los establecidos por el empresario. Si no se cuenta con la misma calidad, suelen intercalarse, ocultas en el centro del rollo, hasta 20 varas jóvenes, logrando con ello un grosor similar al de los rollos de óptima calidad. Cada cortador llegó a obtener entre 10 y 25 rollos de perlilla por día, dependiendo de su experiencia.

El armado de los rollos varía los fines de semana. Dado que se labora media jornada, en lugar de armar los rollos en el sitio de corte, se transportan las varas en camioneta a la casa del líder de cortadores y el resto de la tarde se arman los rollos.

e) Almacenamiento de la vara de perlilla

Una vez que los rollos han sido elaborados se ponen a secar al sol por un periodo de 15 días a 20 días (Fig. 6). Por las noches los rollos son cubiertos con plásticos o lonas para evitar que la vara pierda su flexibilidad y calidad a consecuencia de heladas y lluvias. En algunas ocasiones se construyen pequeños techados que permiten el paso de la luz solar y el viento sin que sea necesario cubrir los rollos todas las noches.

Si bien la perlilla se corta y almacena para satisfacer pedidos realizados con antelación, no existe garantía de que el intermediario recoja los rollos. Es importante señalar que una vez que la perlilla se ha secado, puede permanecer en almacenamiento por 3 semanas más aproximadamente, después de lo cual se echa a perder. Esto tiene una doble consecuencia negativa, afecta al cor-

E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Buenavista											
				La Peñuela							
							Contadero				

Figura 3. Calendario de corte de perlilla en las comunidades de Buenavista, La Peñuela y Contadero.

Fuente: Trabajo de campo (2013).



tador que no recibe el pago por su trabajo e incide en la abundancia de un recurso natural, que finalmente es desaprovechado.

La extracción de perlilla es una actividad económica secundaria que complementa el ingreso de algunas personas en las comunidades estudiadas. El proceso requiere de inversión de tiempo, esfuerzo físico para trasladarse a los sitios y para cargar los rollos y el riesgo por la exposición a mordeduras de serpiente y a ser arrestados por no contar con los permisos correspondientes de Semarnat.

f) Comercialización de los rollos de perlilla

El proceso de comercialización de la perlilla depende de la demanda del GDF que es el consumidor final. Las Delegaciones Políticas de GDF realizan licitaciones públicas para la adquisición de perlilla en las cuales pueden participar personas físicas y morales que sean capaces de suministrar la cantidad de rollos solicitados durante un período determinado. Una vez ganada la licitación, el intermediario firma un contrato donde se especifica la cantidad en tercios (cada tercio se compone de 25 atados de 50 varas cada uno), la calidad requerida de la vara y el monto en pesos que se compromete a pagar la Delegación por el recurso. El transporte del producto corre por cuenta del contratista o intermediario quien, de acuerdo con sus posibilidades, dispondrá de un camión propio o alquilado. Las comunidades generalmente surten quincenalmente entre 2500 y 4000 rollos de perlilla, que pesan entre 4 toneladas y 8 toneladas.

El contratista o intermediario no suscribe un contrato directamente con los cortadores, sino que realiza un pedido vía telefónica una semana antes de recoger el producto. En esa llamada se acuerdan los sitios de carga, las cantidades que cada comunidad surtirá al camión y el pre-



Figura 4. Rutas de extracción en las tres comunidades del APFFNT.

Fuente: Trabajo de campo (2013).



Figura 5. Formación de rollos de perlilla

Fuente: Trabajo de campo (2013).



Figura 6. Exposición de la vara de perlilla a la luz solar.

Fuente: Trabajo de campo (2013).

Tabla 1. Aprovechamiento de vara de perlilla.

Localidad	No. De arbustos	Altura promedio de arbusto			Promedio de arbusto	
		Mínima	$\bar{x}$	Máxima	Total de varas	Varas cortadas
La Peñuela	39	1.08 m	1.76 m	2.66 m	27	15.7
Buenavista	54	1.02 m	1.66 m	2.67 m	16	6.2
San José Contadero	80	0.76 m	1.75 m	2.29 m	25	16.2

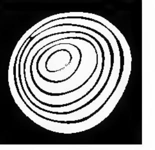
Fuente: Trabajo de campo (2013).

cio total por los rollos. Una vez que los rollos son entregados al camión, el transportista entrega el dinero al acopiador local quien procede al pago de los cortadores. Es evidente que, ante la falta de un contrato legal, tanto los líderes como los cortadores se encuentran indefensos ante cualquier incumplimiento del intermediario.

Durante el periodo de estudio en 2013, el precio por rollo de 200 varas de perlilla pagado a los cortadores variaba entre MXN$10.00 y MXN$15.00 (equivalente a USD$ 0.82 y USD$ 1.24, a una tasa de cambio de MXN$12.13 por USD$1.00 al 15 de mayo de 2013, que es el punto medio del periodo de investigación). Esta variación dependía de la cantidad de rollos y la calidad de los mismos. Un cortador inexperto que produce un mínimo de 10 rollos de baja calidad (con más varas jóvenes que maduras) obtenía un pago diario de MXN$100.00 pesos. Esto representaba el total de los ingresos en temporada de corte para la mayoría de los cortadores, debido a que cuando terminaba el corte de perlilla en esa localidad, buscaban trabajo como jornaleros para la cosecha de papa, maíz y otros cultivos.

Cuando los cortadores guardaban alguna relación de parentesco con el acopiador local podían recibir hasta MXN$17.00 pesos por rollo, siempre y cuando cumplieran con la calidad necesaria del producto.

En la licitación del GDF para la adquisición de vara de perlilla para la Delegación Coyoacán emitida en 2012 (GDF, 2012), se estipulaba un pago de 5 millones de pesos por 7194 tercios. En este contexto el monto recibido por el empresario por un tercio era de MXN$695.00, lo que



representaba un ingreso de MXN$111.20 pesos por rollo. Si se toma en cuenta que los costos promedio de transportación ascendían a MXN$0.64 pesos y que el empresario pagaba MXN$23.00 pesos al acopiador local, su ingreso neto estimado por rollo era de MXN$87.56 pesos, es decir, 78.7% del total. El acopiador local pagaba al líder de los cortadores MXN$17.00 pesos por rollo lo que le dejaba un remanente de MXN$6.00 pesos (5.4% del valor total del rollo). El líder de los cortadores pagaba MXN$10.00 por rollo, teniendo un remanente de MXN$7.00 (6.3% del valor total del rollo). El pago a los cortadores representaba 8.9% del pago total. Es evidente que no existen diferencias significativas en el porcentaje de ingresos que perciben los diferentes actores sociales de las comunidades, las variaciones se dan en términos de los volúmenes que se manejan en cada nivel.

Lo anterior es ejemplo de lo que Rello (2008) señala en relación con la pobreza del sector agrícola mexicano como consecuencia del desajuste de políticas públicas que no cubren las necesidades del campesino, lo que ha conllevado a las personas a emplearse en trabajos informales fuera de su lugar de origen o bien a explotar los recursos naturales con los que cuenta su comunidad. La falta de apoyo económico por parte del sector gubernamental ha incidido en que sean los actores sociales externos quienes inviertan en el aprovechamiento de los recursos naturales de las comunidades rurales (Torres, 2010; Merino, 2004).

El empresario realiza la entrega a las delegaciones del GDF llevando una hoja de registro donde se establece el total de rollos entregados, la cantidad que se pagó y la fecha. Al final de la temporada se hace un balance de lo que se ha pagado y de la cantidad que se ha surtido. Definitivamente, es el intermediario quien se queda con la mayor ganancia por la extracción del recurso.

Implicaciones en relación con el aprovechamiento de la perlilla

En la comunidad de Contadero, la especie se desarrolla en terrenos ejidales, comunales y propiedad privada; sin embargo, la toma de decisiones para la extracción de los recursos depende exclusivamente de los ejidatarios. En la asamblea del ejido se analiza la solicitud del intermediario que desea cortar la perlilla y por medio de votación deciden si se otorga el permiso correspondiente. En caso afirmativo, se fija la cantidad a pagar por el permiso de extracción que, en 2013 fue de aproximadamente $8,000.00 pesos. Una vez concedido el visto bueno al interesado se extiende el acta de conformidad que ampara la extracción por un periodo de un año. Esta situación deja en claro que la perlilla se considera como un recurso común, casi de libre acceso. Su extracción desmedida puede conducir a procesos de deterioro de los bosques que Hardin (1968) señala como la *Tragedia de los Comunes*.

En la investigación se corroboró que los cortadores conocen muy bien el proceso para la extracción legal de la perlilla. En primera instancia deben gestionar la aprobación de la comunidad y de los posesionarios de los predios y posteriormente solicitar el permiso ante la Semarnat, para lo cual es necesario que presenten la manifestación de impacto ambiental en su modalidad específica. Si se cumplen todos los requisitos, la Semarnat emite el permiso, estableciendo el periodo y la cantidad de recursos que es posible extraer. Estos trámites son complicados y representan costos que los actores sociales no están dispuestos a asumir, por lo que evitan, hasta donde es posible, hacer trámites en las dependencias gubernamentales y optan por la vía de la ilegalidad.

Durante la entrevista, el líder de los cortadores admitió que tenía que cubrir un pago al comisariado ejidal cuando eran delatados por extraer el recurso en zonas de propiedad privada. Dicho pago dependía de la cantidad de rollos extraídos y oscilaba entre MXN$200.00 y MXN$800.00 pesos. En pláticas ocasionales con las personas de las comunidades, mostraron desinterés en la extracción de la perlilla porque es una actividad poco lucrativa (Merino, 2004). En este contexto, son personas ajenas a la localidad quienes promueven la extracción y, bajo la lógica de la máxima utilidad, se favorece la sobreexplotación del recurso.

Las políticas públicas en materia ambiental dentro de un área natural protegida son el instrumento bajo el cual se busca dar solución a los problemas sociales mediante

mecanismos de gestión estatal y participativa, este último aspecto es al que se le da la menor consideración en el desarrollo y gestión de programas debido a la inexistencia de una articulación entre dichos programas y las necesidades reales de la gente (Herrera *et al.*, 2015).

El ejemplo de dicha desarticulación son los apoyos dirigidos al sector agrícola dentro del área natural y la existencia de una licitación para el aprovechamiento de perlilla que no permite la competitividad económica de los actores locales por: 1) la falta de una organización social interna que les permita aprovechar y gestionar sus propios recursos (Figueroa, 2005); 2) la falta de información sobre el proceso de gestión de los permisos y el desconocimiento de personas clave que coadyuven en el proceso y; 3) una competencia en condiciones imperfectas por considerarse un sector social marginal (Figueroa, 2005). Es así como los actores sociales externos (empresarios) son quienes aprovechan dichas licitaciones como parte de una complicidad de actores gubernamentales para permitir la extracción de recursos en zonas rurales (Merino, 2004).

La información generada sobre el aprovechamiento de la vara de perlilla puede servir como base para el desarrollo de políticas públicas para su aprovechamiento en condiciones de garantizar su conservación al tiempo que se logran mayores beneficios para los actores locales (Rodríguez e Higinio, 2011).

La reproducción de la perlilla

Ante la necesidad de satisfacer la demanda de perlilla y evitar los problemas de deterioro ambiental de las áreas naturales se ha planteado la posibilidad de las plantaciones. Algunos pobladores locales consideran que esto permitiría garantizar su disponibilidad, minimizar los conflictos con los posesionarios de los predios y reducir los riesgos de la recolección como las mordeduras de serpientes. Un cortador de San José Contadero destinó un pequeño predio para la plantación de perlilla mediante estacas obtenidas directamente en las zonas tradicionales de corte (Quintero *et al.*, 2008) y sin utilizar productos químicos o enraizadores, como lo descrito por Monroy *et al.* (2007), Mendoza *et al.*(2012) y Mendoza *et al.* (2011). Se ha logrado que las varas jóvenes y maduras produzcan sus propias raíces mediante inmersión en agua durante 4 semanas. Esta experiencia le animó a continuar con plantaciones a pequeña escala y no descarta la idea de adquirir un terreno más amplio que le permita producir su propia perlilla. Dado lo incipiente de la iniciativa, sin embargo, se desconoce su viabilidad en términos económicos.

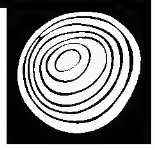
Conclusiones

El Gobierno del Distrito Federal, a través de sus Delegaciones Políticas, es el detonador de la explotación de la perlilla en la APFFNT, porque la utiliza para la elaboración de escobas rústicas destinadas a limpieza de los espacios públicos.

La extracción de perlilla es una de las principales actividades económicas para las familias que se dedican al corte, porque representa en algunos casos el total de sus ingresos económicos durante la temporada. Esto provoca competencia entre cortadores y grupos de extracción. Sin embargo, esta actividad no tiene importancia para la mayoría de los ejidatarios que son los posesionarios del recurso, porque no es redituable y requiere inversión de tiempo.

Los cortadores no consideran para la extracción el calendario fenológico de la especie y la NOM-005-RECNAT-1997, esta se realiza casi todo el año. La mejor época de corte es cuando los tallos están maduros, las plantas ya han liberado la semilla e incluso cuando se presenta la floración. Entonces el período ideal sería entre los meses de mayo y agosto. Este desfase entre el calendario fenológico y el periodo de extracción puede impactar en la regeneración de la especie.

La técnica empleada para el corte de perlilla determina la posibilidad de regeneración de la especie. Los grupos de cortadores han aprendido que el corte diagonal es el adecuado para promover el brote de nuevas ramas, sin embargo, en el pasado la planta se cortaba horizontalmente en la base del tallo principal, lo que provocaba escasez del recurso, como lo mencionado por Sánchez y Valtierra (2003) en la extracción de la palma camedor. Con referencia a este mismo recurso se encuentra lo des-



crito por Conabio (2006) donde presenta la condición física de los recursos naturales, que en algún momento fueron considerados como renovables, pero que a consecuencia de su excesiva extracción se han convertido en recursos en peligro de extinción o, en el peor de los casos, agotables.

La organización de los actores en torno a la extracción de la perlilla se basa en un sistema económico que explota las relaciones de amistad y parentesco que tienen los líderes de los grupos de cortadores en las comunidades de la APFFNT, lo que permite que la actividad del corte de perlilla se repita año tras año. Las comunidades rurales de forma interna no presentan una organización social que les permita por un lado acceder de forma legal a sus recursos y comercializarlos para elevar su calidad de vida y por el otro mantener el control sobre su manejo.

La desarticulación existente entre las políticas públicas y las necesidades de la gente como lo plantea Villalobos (2000), ha conducido a que los programas de desarrollo no beneficien directamente a las comunidades rurales, siendo los beneficiarios directos los empresarios en la extracción de los recursos naturales.

La existencia de un consentimiento para la extracción de vara de perlilla al interior del área natural protegida denota la contradicción entre los objetivos de las políticas públicas, por un lado se busca el desarrollo de las comunidades rurales y la calidad de vida de las personas a través del aprovechamiento de sus recursos, mientras que por el otro lado se busca la conservación de dichos recursos bajo un enfoque conservacionista.

Los intermediarios que venden al GDF son quienes se quedan con la mayor parte del beneficio económico de la extracción de perlilla. La derrama económica en la región es limitada y solo algunos de los pobladores de las comunidades obtienen un magro ingreso mientras dura la temporada de corte. Y aun dentro de estos, los parientes del líder reciben mejor pago que quienes no lo son. Los ejidos posesionarios de los predios donde se corta la perlilla, solo reciben un pequeño pago anual de los líderes de los grupos de cortadores por el permiso para extraer el recurso.

La generación de información básica sobre el uso y aprovechamiento de la vara de perlilla podría considerarse como un elemento en el desarrollo de policías públicas sobre el manejo de recursos forestales no maderables al interior del APFFNT considerando los conocimientos sobre la especie que poseen los cortadores.

Referencias

Benítez, G. 1986. *Symphoricarpos microphyllus*. Árboles y flores de Jalisco. México: Instituto de Ecología y Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. 33 p.

Calderón, G. y J. Rzedowski. 2001. *Symphoricarpos microphyllus*. Flora Fanerogámica del Valle de México. Pátzcuaro, Michoacán. Conabio-INE. 739 p.

Cámara, R. y F. Díaz. 2013. Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos caméfitos (I): Fundamentos metodológicos. *Estudios Geográficos* 74(274):67-88.

Conanp (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2012. Estudio previo justificativo para la modificación de la Declaratoria del Parque Nacional Nevado de Toluca, ubicada en el Estado de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [En línea] http://www.toluca.gob.mx/sites/default/files/Nevado/Nevado%20de%20Toluca%202013.pdf [Último acceso: 6 febrero 2014].

Conabio. (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2006. Capital Natural y Bienestar Social. México. 71 p.

De la Peña. G. y C. Illsey. 2001. Los productos forestales no maderables: su potencial económico, social y de conservación. *Ecológica* 27:1-6.

Endara, A., G. Nava, S. Franco, A. Espinoza, B. Ordoñez y C. Mallén. 2012. Extracción de madera en el Parque Nacional Nevado de Toluca. Nota de investigación. *Ciencias Forestales* 3(11):81-90.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1995a. Report of The International Experts Consultation on Non wood Forest Products. Non-Wood Forest Products 3. [En línea] http://www.fao.org/docrep/v7540e/v7540e00.htm [Último acceso: 25 febrero 2014].

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1995b. Memoria - Consulta de

expertos sobre productos forestales no madereros para América Latina y el Caribe. Dirección de Productos Forestales, FAO, Roma. Oficina regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Serie Forestal No. 1. [En línea] http://www.fao.org/docrep/t2354s/t2354s00.htm [Último acceso: 25 febrero 2014].

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2004. Categorías de los productos forestales no maderables. [En línea] http://www.fao.org/documents/es/detail/155970 [Último acceso: 25 febrero 2014].

Figueroa, V. 2005. América Latina: descomposición y persistencia de lo campesino, Problemas del desarrollo. *Latinoamericana de Economía* 36(142):27-50.

GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2012. Adquisición de varada de perlilla. Comité Delegacional de Adquisiciones, Arrendamientos y Prestación de Servicios. Delegación Coyoacán. Coyoacán, México.

Hartmann, T. y D. Kester. 1985. Propagación de plantas. México: CECSA. 760 p.

Inegi (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2010. Censo de población y vivienda por localidad 2010. [En línea] http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx [Último acceso: 5 febrero 2014].

Marshall, E., K. Schreckenberg y C. Newton. 2006. Comercialización de productos forestales no maderables: Factores que influyen en el éxito. Conclusiones del Estudio de México y Bolivia e Implicancias Políticas para los Tomadores de Decisión. [En línea] http://www.odi.org.uk/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/3771.pdf [Último acceso: 20 febrero 2014].

Matesanz, S. y F. Valladares. 2009. Plantas ruderales. *Ciencia y Sociedad* 390:10-11

Mendoza B., F. García, D. Rodríguez y S. Castro. 2011. Radiación solar y calidad de planta en una plantación de vara de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus H.B.K.*). *Agrociencia* 46(2):235-243.

Mendoza, C., M. López, D. Rodríguez, A. Velázquez y F. García. 2012. Crecimiento de la Vara de Perlilla (*Symphoricarpos microphyllus H.B.K.*) en respuesta a la fertilización y altura de corte. *Agrociencia* 46(7):719-729.

Merino, L. 2004. Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México. Semarnat, INECOL y CCMSS. México. 331 p.

MDSB (Ministerio de Desarrollo Sostenible). 2006. Norma técnica para aprovechamiento comercial sostenible de recursos forestales no maderables en bosques y tierras forestales naturales. República de Bolivia. *Resolución ministerial* (22):13-15.

Monroy R., G. Castillo y H. Colín. 2007. La perlita o perlilla *Symphoricarpos microphyllus H.B.K.* (*Caprifoliceae*) especie no maderable utilizada en una comunidad del Corredor Biológico Chichinautzin. Morelos, México. *Polibotánica* 23:23-36.

Montañez, M., E. Valtierra y S. Medina. 2011. Aprovechamiento tradicional de una especie protegida (*Litsea glaucescens*) en Sierra de Laurel, Aguascalientes, México. *Ra Ximhai* 7(2):155-172.

Obama, C. 2002. Estudio de productos forestales no maderables en tres mercados de Guinea Ecuatorial. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 59(2):275-285.

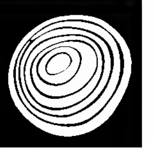
Quintero A., A. Rodríguez, E. Guizar y R. Bonilla B. 2008. Propagación vegetativa de la vara de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) *Ciencias Forestales y del Ambiente* 4(1):21-26.

Rello, F. 2008. Inercia estructural y globalización: La agricultura y los campesinos, más allá del TLCAN. Grupo de trabajo sobre desarrollo y medio ambiente en las américas. Trabajo de Discusión No. 20. 36 p.

Rodríguez, J. y J. Higinio. 2011. Importancia de los productos forestales maderables y no maderables en los hogares de Puerto Nariño. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 6(62):31-52.

Sánchez, D. y E. Valtierra. 2003. La organización social para el aprovechamiento de la palma camedor (*chamaedorea spp.*) en la selva Lacandona, Chiapas. *Agrociencia* 37(5):545-552.

Semarnat. 2013. Decreto que reforma, deroga y adiciona diversas disposiciones del diverso publicado el 25 de enero de



1936, por el que se declaró Parque Nacional la montaña denominada "Nevado de Toluca" que fue modificado por el diverso publicado el 19 de febrero de 1937 en el Diario Oficial de la Federación.1 de octubre de 2013. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. DCCXXI (1):47-62.

Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003. NOM-005-RECNAT-1997. Que establece los procedimientos, criterios y especificaciones para realizar el aprovechamiento, transporte y almacenamiento de corteza, tallos y plantas completas de vegetación forestal. Publicado originalmente el 12 de enero de 1995 y Reforma de nomenclatura Publicada en el Diario Oficial de la Federación. 23 de abril de 2003. CDXCVI (9):28-33.

Tapia, F., I. Vizcarra y F. Torres. 2015. Políticas públicas y actores locales: aportes para el estudio de la dimensión institucional de las Áreas Naturales Protegidas en México. *In*: G. Rivera H., A. Martínez C. y Y. Gheno H., coords. Ediciones EÓN, ICAR. Universidad Autónoma del Estado de México. México. p:167-188.

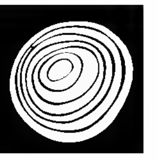
Torres, G. 2010. Intensidad de la pobreza alimentaria en las zonas rurales. Localización y nuevas perspectivas para el desarrollo rural. *Estudios agrarios* (44):47-61.

Vilchez, B. 2004. Muestreo de *Zamia fairchildiana* L D. Gómez: un producto maderable del bosque. *Kurú: Revista Forestal* 1(1):1-5.

Villalobos, I. 2000. Áreas naturales protegidas: instrumento estratégico para la conservación de la biodiversidad. *Gaceta Ecológica* 54:24-34.

Manuscrito recibido el 11 de julio de 2014.
Aceptado el 20 de abril de 2015.

Este documento se debe citar como:
Anastacio M., N.D., E. Valtierra P., G. Nava B. y S. Franco M. 2015. Extracción de perlilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.) en el Nevado de Toluca. Madera y Bosques 21(2):103-115.



Pasta blanqueada y azúcares fermentables a partir de médula de **bagazo de caña**

Bleached pulp and fermentable sugars from sugarcane pith bagasse

J. Jesús Vargas-Radillo[1]*, Edgar Salazar-Ríos[1], Lucia Barrientos-Ramírez[1], Armando Pérez-Centeno[2], Maite Rentería-Urquiza[3], Antonio Rodríguez-Rivas[1], Fernando Navarro-Arzate[1] y José Rutiaga-Quiñones[4]

[1] Departamento de Madera, Celulosa y Papel. CUCEI. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México.
*Autor de correspondencia. jvargasr@dmcyp.cucei.udg.mx

[2] Departamento de Física, CUCEI. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México.

[3] Departamento de Química, CUCEI-Universidad de Guadalajara. Jalisco, México.

[4] Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, México.

Resumen

La médula del bagazo de caña es un residuo subaprovechado que se produce en gran cantidad en los ingenios azucareros y en las fábricas de papel. Es una mezcla de células de parénquima, vasos y pequeñas fibras. Su contenido de carbohidratos y lignina es similar a la fracción fibra. Con el propósito de aprovechar este considerable contenido de carbohidratos, se aplicaron a la médula dos procesos distintos: Pulpeo-blanqueo, hidrólisis enzimática. El primer caso se aplicó prehidrólisis, pulpeo químico, blanqueo y refinación, obteniendo pulpa de médula blanqueada con 68% ISO de blancura y 0,38% de lignina residual. El mayor incremento en resistencia (77,6% de aumento en índice de tensión, IT) fue con la incorporación de 30% de pulpa de médula blanqueada sin refinar, mientras que con 10% de pulpa de médula blanqueada refinada, el IT se incrementó en 43,8%. En el segundo caso, se trató enzimáticamente la médula. Con 6 h de hidrólisis se obtuvo 86,6% de rendimiento en azúcares fermentables tanto para pulpa de médula cocida como para pulpa de médula blanqueada, lo que representa cerca del 100% de hidrólisis de los carbohidratos presentes en el sustrato, lo cual es significativo ya que el rendimiento en azúcares fermentables de médula sin tratar fue de solo 26,1%.

Palabras clave: blanqueo, material de compuesto, morfología, parénquima, sosa-AQ.

Abstract

Pith bagasse is a sub-exploited residue produced in large quantities in sugar mills and paper mills. It is a mixture of parenchyma cells, vessels and small-size cellulose fibers. The content of carbohydrates and lignin in pith is similar to the fiber fraction. In order to take advantage of this significant carbohydrate content, two distinct processes were applied to the pith material: Pulping-bleaching, and enzymatic hydrolysis. In the first case the pith was treated with pre-hydrolysis, soda pulping, bleaching and beating process, obtaining bleached pith-pulp with 68% ISO brightness and 0,38% of residual lignin. The largest increase in strength (77,6% increase in tensile index, IT) happened when 30% of this unbeaten pulp was added to paperboard, while with 10% of refined bleached pulp, IT increased in 43,8%. In the second, the pith was enzymatically hydrolyzed. In 6 h of hydrolysis a yield of 86,6% of fermentable sugars was obtained in both, cooked pith-pulp and bleached pith-pulp, close to 100% hydrolysis of carbohydrates present in the substrate, which is significant because the yield of fermentable sugars from untreated pith was only 26,1%.

Key words: bleaching, composite, morphology, parenchyma, soda-AQ.

Introducción

La caña de azúcar (*Saccharum officinarum L.*) es una gramínea perenne, originaria de Asia, adaptada a la mayoría de climas tropicales y subtropicales (Freitas Andrade y Colodette, 2014), con gran rendimiento agrícola de 60 t ha^{-1}-100 t ha^{-1} (FAO. 2008). En México el rendimiento

fue de 78,7 t ha^{-1} en el ciclo 2012/13, la más alta hasta entonces (DOF, 2014). De la periferia al centro se observa epidermis, corteza o cáscara, haces fibrovasculares y médula o tejido fundamental (Triana *et al.*, 1990). La corteza tiene fibras lignocelulósicas en forma de haces fibrovasculares estrechamente empaquetados (Isaac *et al.*, 2013), rígidas, muy lignificadas, alargadas y de pared gruesa, formando tejido esclerenquimatoso, adecuadas para la industria papelera (Triana *et al.*, 1990).

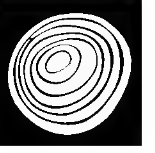
La médula (colénquima, clorénquima, anular y parénquima) son células de almacenamiento para solutos y alimento para la planta (Hegbom, 1992), de forma irregular y anisotrópica paredes finas y muy porosas (Triana *et al.*, 1990), de estructura frágil y fracturada (Chimenez *et al.*, 2014). Predomina en el interior del tallo junto con haces fibrovasculares inmersos distribuidos espaciadamente, siendo estos haces más numerosos en la periferia, donde forman un anillo sólido, con pequeñas fibras celulósicas finas, de paredes delgadas (Triana*et al.*, 1990; Rasul *et al.*, 1999), de menores dimensiones biométricas que la fibras de la corteza.

La caña de azúcar es prensada para extraer la sacarosa en los ingenios azucareros. Esto produce una gran cantidad de residuo, consistente en una mezcla de fibras, vasos y médula denominado bagazo integral (Boopathy, 2004). El bagazo de caña de azúcar promedio contiene 35% médula y el resto es la fracción fibrosa, preferida para la producción de papel (Rainey *et al.*, 2012). Ha sido usado como combustible en las calderas del ingenio para generar electricidad, como materia prima para la industria de celulosa y papel y como reforzante de compuestos poliméricos (Cao *et al.*, 2006). Además se ha utilizado bagazo para productos de alto valor agregado (químicos y metabolitos) (Pandey *et al.*, 2000), nanocristales o nanofibras (Teixeira *et al.*, 2011; Gilfillan *et al.*, 2014), y etanol celulósico (Emsley, 2008).

Tanto en los ingenios como en las fábricas de papel la médula constituye un residuo orgánico no aprovechado y plantea un serio problema de eliminación de residuos. El desmedulado mejora el bagazo para la producción de pulpas, aumenta el rendimiento y mejora la blancura y las propiedades de resistencia del papel (Aguilar-Rivera, 2011). Una fábrica de papel que procesa 300 t d^{-1} de bagazo genera 160 t d^{-1} de médula (Jain *et al.*, 2011). En los ingenios azucareros la mayoría de la médula se quema en la caldera, junto con el resto del bagazo. Tiene baja eficiencia energética, ya que su poder calorífico es de 71,4 kJ kg^{-1} (17,07 kcal kg^{-1}) (Díez *et al.*, 2010). La eliminación de médula es benéfica para el almacenamiento del bagazo en fábrica puesto que reduce en 50% la contaminación por polvo libre, la humedad, contaminación por lixiviados, y la combustión espontánea (Rainey *et al.*, 2013).

Casi todas las referencias consultadas sobre el aprovechamiento de la médula se refieren a la obtención de azúcares fermentables y etanol (García-Kirchner y Huitron, 1996; Hernández-Salas *et al.*, 2009; Dasgupta *et al.*, 2013). Se encontró una menor cantidad de menciones sobre el uso de la médula en el refuerzo de pulpa y polímeros (Rutiaga *et al.*, 2002a; Lee y Mariatti, 2008). En México la caña de azúcar se utiliza casi exclusivamente para la producción de azúcar (refinada, morena, piloncillo) con 6,92 millones de toneladas en el ciclo 2012/13 así como 16,7 millones de litros de alcohol en 5 ingenios (DOF, 2014), obteniéndose además melaza (40 kg t^{-1}) y bagazo de caña como subproductos, así como otros aprovechamientos de menor importancia como compostas agrícolas, vinazas, ceras, fibra absorbente, etc. (Coveca, 2008).

La médula generada en México (35% de los 12,5 millones de toneladas de bagazo) (Flores *et al.*, 2008), podría convertirse en un fuente de biomasa importante considerando que tiene una composición química similar a la fracción de fibra, con 68%-69% holocelulosa (20%-21% hemicelulosa y 48%-49% de alfa celulosa) y 21%-22% de lignina (Sanjuán *et al.*, 2001). Por otro lado, los fabricantes de papel y cartón utilizan de forma frecuente fibra reciclada OCC (Old Corrugated Containers), como fuente de fibra barata (Rivera *et al.,* 2008). El reciclar papel y cartón reduce la contaminación del agua en 3% y la ambiental en 74% (Misman *et al.*, 2008), pero este proceso degrada el papel por lo que es necesario añadir celulosa "virgen" para compensar la degradación del papel



(De la Madrid, 2009). En este contexto, la médula del bagazo de caña podría utilizarse para reforzar matrices celulósicas poliméricas.

Objetivos

Debido a su disponibilidad, origen biológico, composición química, morfológica y sub-aprovechamiento, el objetivo de este trabajo fue evaluar la transformación de la médula de bagazo de caña en dos productos de mayor valor agregado: 1) pulpa de médula blanqueada para reforzar cartón OCC reciclado y 2) azúcares fermentables utilizando pretratamiento químico e hidrólisis con enzimas.

Materiales y métodos

Materiales

El bagazo de caña utilizado fue recolectado de la zafra 2012/2013 del Ingenio azucarero José Ma. Martínez de Tala, Jalisco. El bagazo se secó al medio ambiente, a temperatura promedio de 23 °C, el tiempo necesario para obtener una humedad final de aproximadamente 10%. Posteriormente se separaron la fracción fibra y la fracción médula por frotamiento manual en seco utilizando una malla con poros de 0,8 mm de diámetro. La fracción médula se trató secuencialmente por medio de prehidrólisis ácida, pulpeo sosa-antraquinona, blanqueo parcialmente libre de cloro elemental (ECF) y refinación. También se utilizó cartón OCC reciclado, con 62,4 de número de kappa y 57 °SR (165 CSF) de grado de refinación. Se hizo una clasificación de fibras del cartón por el método Bauer McNett (Tappi T 233).

Prehidrólisis

Se aplicó una prehidrólisis ácida con 0,1% de H_2SO_4, relativo a la médula base seca, en suspensión acuosa al 10% de consistencia, 150 °C y 30 minutos, utilizando un reactor eléctrico giratorio. Se evaluó el rendimiento y número de kappa (T 236 cm – 85), según condiciones publicadas previamente (Kordsachia *et al.*, 2004; Freitas y Colodette, 2014), ajustadas a la médula de bagazo de caña.

Pulpeo

Se utilizó el proceso químico sosa-antraquinona (Sosa-AQ). Se realizó primero una etapa exploratoria con las variables sosa (%), tiempo de reacción (minutos) y temperatura (°C), a 10% de consistencia y 0,1% de AQ respecto al material en base seca, y se evaluó el rendimiento y número de kappa. Como resultado de este estudio previo, la médula fue tratada aplicando las condiciones para obtener pasta grado blanqueable (número de kappa alrededor de 20), es decir con 15% de sosa (como Na_2O), 141 °C, 55 minutos y 0,1% AQ, en un reactor eléctrico giratorio. Se evaluó número de kappa, rendimiento y viscosidad CED (T 230 om–89).

Blanqueo ECF

Se aplicó la secuencia dióxido de cloro-extracción alcalina-dióxido de cloro-extracción-dióxido de cloro, $D_0ED_1ED_2$, utilizando condiciones publicadas previamente (Rutiaga *et al.*, 2002b; Freitas y Colodette, 2014), ajustadas a la médula y evaluadas previo a cada etapa. Se utilizó como agente principal de blanqueo el dióxido de cloro ya que mejora la limpieza de la pulpa mientras preserva su viscosidad (Kordsachia *et al.*, 2004). Las condiciones de blanqueo fueron D_0: 0,24 de factor, 3,9% ClO_2, 60 min; D_1:0,16 de factor, 1,2% ClO_2, 60 minutos; D_2: 0,1 de factor, 0,18% ClO_2, 120 minutos. En todas las etapas se aplicó una temperatura de 70 °C y 10% de consistencia. Se evaluó el rendimiento y número de kappa en cada etapa, así como la viscosidad al final del blanqueo.

Refinación, formación de hojas y pruebas fisicomecánicas

La pulpa de médula blanqueada fue refinada en el equipo de laboratorio Jokro (ISO, 1979). Este molino centrífugo tiene el mismo principio que los otros refinadores: tratamiento mecánico por rotor-estator. Consiste en una tina giratoria con seis cavidades en donde se colocan cilindros de paredes ranuradas (estator) que tienen un elemento cilíndrico libre ranurado (rotor) que muele o refina la pulpa. Trabaja con muestras pequeñas de 16 gramos a 6% consistencia y 150 min^{-1} (revoluciones por minuto).

Los efectos de la refinación (aplastamiento, cepillado, corte, hidratación, fibrilación interna y externa) son determinantes para el entrelazamiento y consolidación del papel (Escoto, 2009). La refinación se hizo a diferentes tiempos: 5 y 10 minutos de forma progresiva, y 30 minutos, tiempo en el que visualmente se apreció que la muestra estaba molida o pulverizada, formada por microelementos.

A continuación se hicieron hojas de cartón OCC, solo y combinado con 10% y 30% de pulpa de médula blanqueada sin refinar y refinada. Las mezclas se trataron en un desintegrador por 10 min a 3000 min^{-1}, y luego se mantuvieron 30 minutos en agitación en un homogeneizador a 1,57% de concentración. Se hicieron hojas de 60 g m^{-2} en un formador Tappi (T 205 om-88), midiendo su grado de refinación por medio de pruebas de drenado, la cual se usa para medir la intensidad de la refinación. Se expresa tanto en la escala Schopper Riegler, °SR (ISO, 1999) de 0-100, como en la escala Canadian Estándar Freeness (T-227) de 700-0. Por último, las hojas secas fueron acondicionadas para realizar las pruebas de resistencia y ópticas (T 402 om-93).

Microscopía

Se tomaron imágenes con microscopio óptico y microscopio electrónico.

Microscopio óptico

Muestras de pulpa de médula blanqueada y pulpa de médula blanqueada refinada se tiñeron con safranina para ser dispersadas sobre un portaobjeto y fijadas con polietilenglicol (Franklin, 1937; Ruzin, 1999). A continuación se tomaron imágenes con un microscopio compuesto marca Wild. Se evaluaron las características biométricas de los elementos anatómicos usando una escala certificada montada en el ocular del microscopio.

Microscopio electrónico de barrido de emisión de campo (FE-SEM)

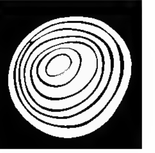
Con el propósito de tomar micrografías de pulpa de médula y hojas formadas, la pulpa se secó utilizando un liofilizador marca *Freeze Dryer* 10N mientras que las hojas se secaron en horno a 105 °C durante 30 minutos. Las muestras fueron posteriormente montadas sobre una película de carbón conductora de doble cara y metalizadas con una capa de oro de 4 nm con un sistema de erosión catódica marca Spi. Las muestras fueron observadas utilizando un microscopio de barrido de emisión de campo marca Tescan modelo Mira3, con un detector a 20 kV para captura de imágenes. Todas las imágenes fueron adquiridas en la modalidad de electrones secundarios.

Azúcares fermentables

Se obtuvieron azúcares fermentables a partir de médula del bagazo prehidrolizado, cocido y blanqueado, en cada caso, ya que estos procesos funcionan como pretratamiento o método de acondicionamiento de la médula, previo a la hidrólisis enzimática. Se empleó una mezcla enzimática comercial (Sigma-Aldrich) de celulasas (Celluclast 1,5 L), glucosidasas (Novozyme 188) y β-xilanasas. Los tratamientos fueron hechos en un incubador marca Lab-tech con una carga de 11 FPU g^{-1} de celulasas, 20 CBU mL^{-1} de celobiasas y 2,5 % de xilanasas, a 2% (w/w), 50 °C, 140 min^{-1} y pH de 4,8. Se añadieron 100 ppm de cloranfenicol y 100 ppm de hidrocloruro de tetraciclina, antibióticos que previenen la contaminación microbiana. Se utilizaron frascos cerrados con tapón de hule. De esta forma, a cada frasco se añadió 1 g de la muestra, 50 mL de buffer (ácido cítrico/citrato de sodio), 270 µL de Celluclast, 50 µL de Novozyme, 25 mg de xilanasa y los antibióticos. Se tomaron muestras a 1 h, 6 h y 24 h de hidrólisis. Al final de la hidrólisis, las muestras fueron enfriadas en baño de hielo, para detener la reacción, filtradas, y ensayadas para azúcares fermentables por el método del ácido 3,5 dinitrosalicilico, DNS (Miller, 1959), usando un espectrofotómetro UV-Vis, a 540 nm de longitud de onda. Para calcular la concentración de los azúcares fermentables se construyó una curva con 10 puntos de concentración de glucosa en el intervalo de 0,2 mg mL^{-1} a 2,0 mg mL^{-1} (Ghose, 1987).

Muestreo Estadístico

Los tratamientos cocimiento/blanqueo y azúcares fermentables se hicieron por duplicado, mientras que en el caso



de las pruebas de resistencia físico-mecánica se realizaron 8 repeticiones. Se calculó el promedio ($\bar{x}$) y desviación estándar (s) para cada prueba, utilizando estadística descriptiva convencional.

Resultados

Pre-hidrólisis, pulpeo y blanqueo

En relación con los tratamientos de acondicionamiento y deslignificación (pulpeo) de la médula, en el caso de la prehidrólisis ácida se obtuvo un rendimiento de 70,3% (s= 1,28%), con número de kappa de 134 (s= 3,1), mientras que en el pulpeo se obtuvo pasta con número de kappa promedio de 18 (s= 1,67), rendimiento de 45,9% (s= 0,12%), y viscosidad de 16,02 (s= 2,46) cp. El material fue a continuación blanqueado (Tabla 1). Se obtuvo una blancura final de 68% ISO (T 218 om–91) y viscosidad de 12,50 (s=0,97), grado de polimerización de 536,3.

Tabla 1. Resultados del blanqueo de médula de bagazo de caña.

Etapa	Rendimiento (%)	No. Kappa
D_O	100	16,5
E	96,0	--
D_1	81,3	7,2
E	92,8	--
D_2	75,6	0,9

D_O= Etapa inicial de Dióxido de cloro inicial, D_1= Primera etapa de dióxido de cloro, D_2= Segunda etapa de dióxido de cloro, E= Extracción alcalina
Blancura final de 68% ISO; viscosidad de 12,50; grado de polimerización de 536,3.

Morfología de la médula blanqueada y efecto de la refinación

En la figura1 se presentan imágenes de la pulpa de médula blanqueada y pulpa de médula blanqueada refinada, con el propósito de apreciar visualmente el efecto de la refinación.

Los elementos predominantes son el parénquima y vasos (Fig. 1A), aunque también se aprecian fibras pequeñas de pared delgada. Las fibras tienen 0,189 mm de longitud (L), ancho (D) de 3,19 µm y 0,89 µm de espesor de pared (d). Estas fibras procedentes de los haces fibro-vasculares del parénquima central de la caña son significativamente de menores dimensiones que las fibras de la cáscara o corteza, las cuales tienen L= 1,13 mm, D= 20 µm y d= 12 µm (Sanjuán *et al.*, 2001). En relación con el resto de elementos, Agnihotri *et al.* (2010) hallaron que el parénquima del bagazo tiene una longitud de 0,327 mm, con ancho de 0,053 µm, vasos con L entre 1,2 mm a 1,6 mm.

Hojas de cartón con pulpa de medula blanqueada y pruebas físico-mecánicas

En la figura 2 se presentan imágenes adquiridas en el microscopio electrónico de las hojas de cartón reciclado y de las hojas de cartón reciclado reforzado con pulpa médula blanqueada refinada: Las figuras 2a y 2c son imágenes de una hoja de cartón OCC, las figuras 2b y 2d son imágenes de hojas de cartón reforzadas con pulpa de médula blanqueada refinada.

Un mayor aumento (2000x) permite observar con mayor detalle la interacción entre el cartón y la médula, como en la figura 3, en la que se muestra la imagen de cartón OCC cargado con médula blanqueada sin refinar.

En la tabla 2 se presentan las propiedades de drenado y resistencia de las hojas de cartón y cartón mezclado con pulpa de médula.

Azúcares fermentables

Los resultados de rendimiento en azúcares fermentables son presentados en la tabla 3.

Discusión

Los valores de la prehidrólisis y cocimiento de la médula aquí obtenidos son similares a los de publicaciones previas en que se ha procesado bagazo de caña. Freitas y Colodette (2014) aplicaron una prehidrólisis a 180°C y 15 minutos a bagazo desmedulado y obtuvieron 71,0% de rendimiento, atribuyendo la pérdida en biomasa principalmente a la solubilización de xilanas, mientras que

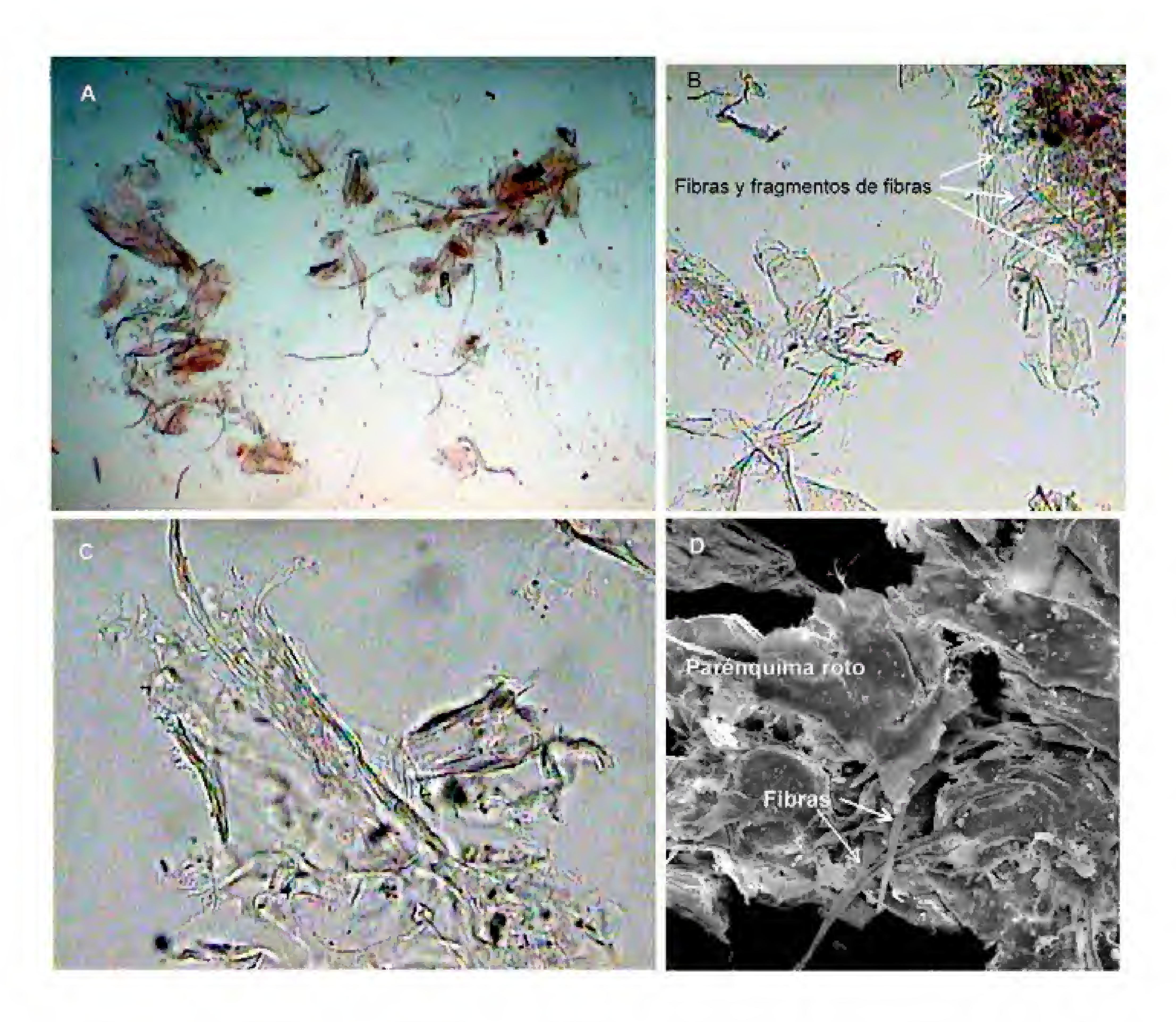


FIGURA 1. Imágenes de pulpa de médula de bagazo de caña: A. Pulpa de médula blanqueada, microscopio óptico, 4x; B. Pulpa de médula blanqueada refinada, microscopio óptico, 4x; C. Pulpa de médula blanqueada refinada, microscopio óptico, 40x; Pulpa de médula blanqueada refinada, microscopio electrónico, 500x.

Agnihotri *et al.* (2010) procesaron bagazo de caña desmedulado con una carga de 14,0% de álcali, 150 °C, 60 minutos y 0,1% de AQ obteniendo rendimiento de 42,2% y número de kappa de 16,1.

En el caso del blanqueo de la médula, aunque la blancura final no fue la óptima (68% ISO), se eliminó gran parte de la lignina (0,9% x 0,15%= 0,13% de lignina residual teórica) (T 236 cm – 85), mientras que la viscosidad disminuyó levemente en 3,52 cp. Estos resultados indican que el material procesado contiene elementos poliméricos factibles de transformarse en otros productos útiles.

En relación con la refinación, se conoce que este tratamiento produce fibrilación externa por desprendimiento gradual de las capas de la pared celular (P y S_1), exposición de la pared S_2 con fibrilación interna por pérdida de la pared celular (Wagberg, 2005). La fibrilación incre-

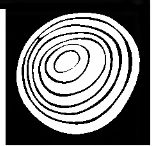


Figura 2. Imágenes de hojas de cartón solo y cargado con pulpa de médula blanqueada refinada: A. Cartón OCC, 100x; B. Cartón OCC con médula blanqueada refinada, 100x; C. Cartón OCC, 500x; D. Cartón OCC con médula blanqueada refinada, 500x.

menta las propiedades de resistencia mecánica de los compuestos (Nakagaito y Yano, 2005).

En este este caso, debido a que la médula blanqueada está formada por una mezcla de sus elementos anatómicos originales, y por tanto con alto contenido de parénquima y poco contenido fibroso, la refinación provocó rotura de las pequeñas fibras provenientes de los haces fibrovasculares de la parte central de la caña (Fig. 1C), lo que generó fibrillas o macrofibrillas (Fig. 1B), con probables diámetros entre 8 nm y 60 nm y varias micras de longitud (Fengel y Weneger, 1984) y finos, además de aplastamiento y rompimiento de la mayor parte del parénquima en fragmentos de diversos tamaños desde paredes celulares completas hasta fragmentos de pared celular (Fig. 1D).

Al incorporar la médula blanqueada al cartón OCC se producen efectos diversos. Las imágenes de microscopio

TABLA 2. Propiedades de resistencia y drenabilidad del cartón, y del cartón reforzado con médula de bagazo de caña.

Muestra	°SR (mL)	Drenado en el formador (segundos)	Densidad aparente (g cm^{-3})	Índice de tensión (N-m g^{-1})	Dobles (No.)	Índice de explosión (kPa-m^2 g^{-1})	Índice de rasgado (mN-m^2 g^{-1})	Porosidad (segundos)
				$\bar{x} \pm s$				
C	**56**	**6,0**±0,1	**0,39**±0,02	**21,51**±3,5	**7,7**±2,4	**1,7**±0,1	**6,21**±0,0	**5,5**±0,1
C10MB	**57**	**6,7**±0,2	**0,40**±0,01	**21,86**±1,1	**4,7**±1,5	**1,38**±0,2	**6,70**±0,4	**5,4**±0,5
C10MB5	**65**	**10,2**±1,2	**0,43**±0,02	**28,86**±2.4	**11**±2,8	**1,92**±0,1	**5,69**±0,7	**15,6**±3,5
C10MB10	**66**	**9,9**±1,1	**0,42**±0,01	**29.83**±1,1	**9,5**±2,3	**2,16**±0,1	**6,41**±0,3	**13,2**±1,2
C10MB30	**73**	**10,8**±0,3	**0,42**±0,02	**30,94**±1,0	**12**±2,4	**1,92**±0,2	**5,47**±0,0	**19,7**±8,1
C30MB30	**90**	**66,2**±8,3	**0,50**±0,02	**27,09**±2,3	**12**±3,7	**2,07**±0,3	**5,33**±1,7	**342,0**±15,5
C30MB	**66**	**9,5**±0,4	**0,44**±0,02	**38,20**±3,9	**5,0**±1,0	**1,31**±0,2	**5,31**±0,6	**31,0**±0,7
C30MC	**63**	**14,4**±0,7	**0,45**±0,01	**22,33**±4,8	**4,5**±0,5	**1,27**±0,2	**5,20**±0,4	**25,0**±4,2

C= cartón reciclado, C10MB= cartón con 10% pulpa de médula blanqueada, C10MB5= cartón con 10% pulpa de médula blanqueada refinada 5 minutos, C10MB10= cartón con 10% de pulpa de médula blanqueada refinada 10 minutos, C10MB30= cartón con 10% de pulpa de médula blanqueada refinada 30 minutos, C30MB= cartón con 30% de pulpa de médula blanqueada, C30MC= cartón con 30% de médula cocida.

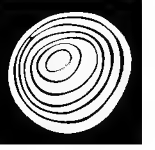


FIGURA 3. Imagen FE-SEM 2000x de hoja de cartón OCC con médula blanqueada añadida.

Tabla 3. Rendimiento de azúcares fermentables de la médula de bagazo de caña

Muestra	Tiempo de hidrólisis, h	Azúcares fermentables, % $\bar{x}$±s
Médula cruda	1	8,03±1,3
	6	8,03±0,5
	24	26,10±1,2
Prehidrolizada	1	22,20±1,1
	6	43,94±0,4
	24	49,12±2,7
Cocida	1	79,74±1,1
	6	86,60±0,6
	24	31,08±2,1
Blanqueada	1	84,79±1,1
	6	86,60±1,2
	24	37,00±1,7

muestran que la hoja de cartón con médula (Fig. 2B) presenta menos huecos y menos rugosidad que la hoja de cartón sola (Fig. 2A). En la figura 2C (hoja de cartón a 500x), se pueden observar fibras con puntuaciones intertraqueidas areoladas propias de las fibras de pino, componentes del cartón OCC, así como finos ocasionados por el reciclaje. En la figura 2D (aumento 500x) se muestra el parénquima roto depositado en los huecos del cartón OCC, como relleno, así como fibras y fibrillas incorporadas desde la médula blanqueada, que interactúan con las fibras del car-



tón. Asimismo en la figura 3 se aprecia que el parénquima blanqueado y las fibras pequeñas blanqueadas parecen interactuar con las fibras de cartón, en forma de ligaduras.

Respecto a las propiedades de resistencia (Tabla 2), la única que evidentemente mejoró fue la resistencia a la tensión (T 404 cm-92). Esta aumentó consistentemente cuando se agregó 10% de pulpa de médula blanqueada refinada 5 minutos (C10MB5) y refinada 30 minutos (C10MB30). En este último caso, se advirtió un incremento en IT, respecto al cartón OCC (C en la tabla), de 43,8% (de 21,51 N m g^{-1} a 30,94 N m g^{-1}), sin incremento significativo en el tiempo de drenado en el formador de hojas (equivalente al drenado en la mesa plana de la máquina de papel), de 6 segundos en el cartón OCC a 10,8 segundos del cartón reforzado con médula, ni aumento relevante de la porosidad Gurley (T 460 om-88), que indica la permeabilidad del papel con base en su estructura abierta o cerrada, de 5,5 segundos a19,7 segundos.

Sin embargo, añadir un exceso de médula blanqueada y refinada ocasiona una disminución en la resistencia, lo que se evidencia al comparar las muestras C10MB30 y C30MB30: con 30% de pulpa de médula refinada 30 minutos (C30MB30), el índice de tensión (IT) cayó 12,4%, de 30,94 N m g^{-1} del cartón con 10% de médula a 27,09 N m g^{-1} del cartón con 30% de médula blanqueada refinada, ya que se incrementó la cantidad de parénquima roto añadido, el cual aparentemente no mejora las propiedades de resistencia. Además el tiempo de formación de hojas se incrementó considerablemente a 66,2 segundos (tiempo de formación de la muestra C30MB30), lo que indica un drenado sumamente lento, lo que afectaría la velocidad de producción a través del proceso de la máquina de papel (runnability), así como también una disminución significativa en la porosidad (porosidad de 342 segundos), lo que evidencia un papel cerrado. Esta disminución en drenado y en porosidad, se atribuye al parénquima roto que se deposita en los huecos del cartón OCC, como relleno, así como finos, los cuales reducen el tiempo de drenado (Paavilainen, 1993).

El mayor aumento en resistencia a la tensión, de 21,51 N m g^{-1} a 38,2 N m g^{-1}, ganancia de 77,6% respecto al cartón OCC, lo ocasiona añadir 30% de medula blanqueada sin refinar (C30MB). Este valor de resistencia se acerca al del papel de escritura producido a partir de fibra virgen, el cual tiene un valor entre 40 N m g^{-1} y 45 N m g^{-1} de IT (González *et al.*, 2012). Un efecto distinto ocurrió al añadir 30% de pulpa de médula cocida sin blanquear (C30MC), como se aprecia en la tabla 2, ya que no se mejoró ninguna de las propiedades de resistencia del cartón, lo que muestra lo valioso del blanqueo químico. La resistencia a la tensión o estiramiento se debe tanto a la resistencia individual de las fibras como a la resistencia de los enlaces interfibrilares (Page, 1969; González *et al.*, 2012). El incremento de la tensión del cartón reforzado con pulpa de médula blanqueada se atribuye a las fibras y fibrillas (producidas con el blanqueo) contenidas en la médula de bagazo añadido, como se observa en las figuras presentadas arriba, así como a la incorporación de fibras enteras flexibles (Fig. 3), libres de lignina, hábiles para establecer enlaces intra e inter-fibrilares, además de parénquima sin refinar.

Adicionalmente, el blanqueo químico produce una desorganización de la morfología de fibras y médula y aumenta la rugosidad de su superficie, además de que se producen algunos microelementos (Chimenez *et al.*, 2014). En estudios previos, Rutiaga *et al.* (2002a), mencionan que la pulpa de médula blanca, debido a su compatibilidad con el papel, actuaría como una "malla" entrelazante con las fibras. En esta mezcla (C30MB con cartón OCC) la pulpa de médula blanqueada no ocasiona aumento importante en el tiempo de drenado (9,5 segundos) ni pérdida de porosidad (31 segundos). Se podría especular que la porosidad no se incrementa debido a que el parénquima añadido con la pulpa de médula blanqueada incorporada al cartón es parénquima entero, y al secarse el papel, este elemento se contrae, además que tiene menos finos que el material refinado. Asimismo, aumenta 10 unidades (de 56 a 66) el valor SR, ya que este material (parénquima) tiene elevada capacidad de absorción de líquidos y tamaño irregular lo que afecta la drenado (Triana *et al.*, 1990).

Respecto al resto de propiedades, en todos los casos la resistencia a la explosión (T 403 om-91) no cambió o disminuyó levemente, mientras que la resistencia al rasgado (T 414 om-88) disminuyó un poco. Ya que la resis-

tencia al rasgado depende en gran medida de la longitud de las fibras (Clark, 1969), añadir pulpa de médula blanqueada al cartón, lo cual implica menos fibra larga y más fibra corta y finos, provoca decremento de esta propiedad. Asimismo, la resistencia al doblez (T 423) mejoró marginalmente.

La densidad aparente se incrementa con la adición de médula blanqueada y médula blanqueada refinada. Cartón reforzado con 30% de médula blanca refinada 30 minutos (C30MB30) presenta la mayor densidad aparente con 0,5 g cm^{-3}, mientras que el cartón reciclado tiene el menor valor con 0,39 g cm^{-3}. La densidad aparente del papel es una propiedad representativa de las características de la pasta celulósica, ya que es producto de múltiples factores (fibrilación, cantidad de fibrillas y microfibrillas, flexibilidad de las fibras, propiedades físicas de las fibras, cantidad de enlaces, etc.) (Amiri *et al.*, 1991; Paavilainen, 1993; Gorres *et al.*, 1996).

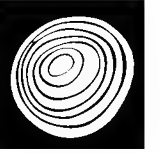
Es también destacable el elevado valor SR del cartón (C en la tabla 2), de 56 °SR (170 CSF), característico de los cartones reciclados varias veces en un sistema cerrado (Howard y Bichard, 1992). El contenido alto de finos acumulados (38,3% en este caso), no retenidos por la malla 200, son los que mayor efecto negativo provocan en la resistencia del papel, entre otros factores, y además tienen alto grado de hinchamiento y absorción de agua (Htun y De Ruvo, 1978).

Existe un considerable número de referencias del uso de celulosa altamente refinada (celulosa microfibrilada) proveniente de materias primas fibrosas como refuerzo de papel. Por ejemplo, González *et al.* (2012) añadieron microfibras de eucalipto a pulpa blanqueada de eucalipto sin refinar, encontrando que con 9% de nanofibras el índice de tensión mejoró 100%, el índice de explosión mejoró 2,72 veces, y el rasgado se incrementó 80%, pero ocasionó un pobre nivel de drenado y porosidad Gurley, la cual aumento de 2 segundos a 52 segundos.

Son pocas las referencias respecto a la utilización de la médula del bagazo de caña blanqueada como refuerzo. Rutiaga *et al.* (2002a) añadieron pulpa de médula de bagazo de caña blanqueada a pulpa de pino blanqueada refinada a diversos niveles. Encontraron que el largo de ruptura se incrementó hasta 5 veces al añadir 10% de pulpa de médula blanqueada al pino refinado 12 °SR, y hasta 7 veces al añadir 40% de ésta médula. Mientras que el índice de rasgado (IR) se incrementó 1,15 veces al agregar 10% de este material, disminuyendo este incremento al añadir mayor cantidad. Estos resultados son mejores que los aquí encontrados, posiblemente porque el sustrato utilizado fue diferente, en este caso cartón OCC, con fibras más rígidas y gran cantidad de finos. El papel reciclado, como es el caso del cartón OCC, tiene pobre calidad y baja resistencia debido a la reducción de flexibilidad y capacidad de hinchamiento de las fibras a causa del fenómeno de hornificación[1] (Scallan y Tydeman, 1992), y por la desactivación de agentes enlazantes de su superficie. La hornificación hace las fibras más rígidas, debido a que sufren un colapso interno a causa del proceso de secado, lo que dificulta su fibrilación (Minor *et al.*, 1993).

Por otro lado, en relación con la producción de azúcares fermentables, el mejor rendimiento se obtuvo con la pulpa de médula cocida y la pulpa de médula blanqueada utilizadas como sustrato de hidrólisis, las cuales tuvieron un comportamiento similar: 86,6% de rendimiento en azúcares fermentables con 6 h de tratamiento, lo que significa que se hidroliza la mayor parte del 97,3% de carbohidratos de la pulpa de médula cocida, y la mayor parte del 99,9% de carbohidratos de la pulpa de médula blanqueada. En ambos casos, un tiempo mayor de hidrólisis, 24 h, provoca que el rendimiento de azúcares fermentables disminuya. Como era de esperarse, la médula con mayor contenido de lignina residual produce menor rendimiento: Con la médula cruda (sin ningún tratamiento) se obtiene un máximo de 26,10% de rendimiento, mientras que con la médula prehidrolizada se obtuvo un máximo en rendimiento de 49,12%, ambos con 24 h de hidrólisis. En el caso de la pulpa de médula cocida y pulpa de médula blanqueada, el tratamiento químico eliminó la mayor parte de la lignina y disminuyó la cristalinidad de la celu-

1 Los cambios que ocurren en la fibra durante el proceso de secado corresponden a un fenómeno investigado en fibra virgen por Jayme (1944), al que se denominó Hornificación.



losa, principales barreras que sirven de protección contra la actividad enzimática sobre los azúcares (Zheng *et al.*, 2009). También se menciona que el blanqueo de la biomasa lignocelulósica hace más accesibles el material a la hidrólisis (Novaes *et al.*, 2012). García-Kirchner y Huitron (1996), obtuvieron un máximo de 25,7% de azúcares fermentables en 48 horas, al hidrolizar médula de bagazo de caña sin pretratamiento, utilizando una mezcla enzimática de endo y exoglucanasas, glucosidasas y xilanasas, cultivadas a partir de los hongos *Penicillium sp* y *A. terreus* Lo que coincide con el 27,0% de rendimiento obtenido con la hidrólisis enzimática por 24 h de la médula sin tratar (Tabla 3). En estudios más recientes (Hernández-Salas *et al.*, 2009), pretrataron la médula de bagazo de caña con NaOH diluido (2% w/v) a 121 °C; 1,1 kg cm^{-2} y 4 h, e hidrólisis posterior con 20% (w/w) de una mezcla enzimática de Celluclast, Novozyme, Cellubrix y Pulpzyme HC, y obtuvieron solo 11%-20% de sacarificación. Dasgupta *et al.* (2013), utilizaron médula de bagazo pre tratada con vapor y H_2SO_4 e hidrólisis enzimática para obtener 40 g L^{-1} de azúcares fermentables y 17,4 g L^{-1} de alcohol.

Conclusiones

Se evaluó el efecto de añadir médula de bagazo de caña como refuerzo de cartón OCC, llegando a las siguientes conclusiones:

La médula blanqueada promueve la interacción entre las fibras del cartón por medio de enlaces y mayor área de contacto a través de las células de parénquima blanqueadas, con aumento de la resistencia a la tensión.

Este material blanqueado, sin refinar, se puede añadir en altos porcentajes sin decremento de las propiedades de drenado y porosidad.

El batido (refinado) de la médula blanqueada provoca rompimiento del parénquima en fragmentos de diversos tamaños y finos no funcionales.

Los fragmentos y finos no funcionales actúan como relleno de huecos de las hojas, mejorando su rugosidad y opacidad, pero no la resistencia, porosidad y capacidad de drenado, si se añade en un porcentaje mayor a 10%.

Probablemente otros métodos de refinación más suaves (Pila Valley o Pila Holandesa) promoverían una mayor generación de fibrillas o finos funcionales entrelazantes.

Desde otra perspectiva, la médula del bagazo de caña podría ser un material útil para transformarse en bioproductos, ya que la baja cristalinidad y grado de polimerización facilitaría la generación de azúcares fermentables.

Reconocimientos

Deseamos expresar nuestro agradecimiento a la SEP-PROMEP por el apoyo económico del proyecto clave PROMEP/103.5/13/6982 "Obtención de azúcares fermentables y celulosa microfibrilada a partir de médula de bagazo de caña", del cual se generó este manuscrito.

Referencias

Aguilar-Rivera, N. 2011. Efecto del almacenamiento de bagazo de caña en las propiedades físicas de celulosa grado papel. *Ingeniería Investigación y Tecnología* 12(1):189-197.

Agnihotri, S., D. Dutt y C.H. Tyagi. 2010. Complete characterization of bagasse of early specie of *Saccharum officinarum*-co89003 for pulp and papermaking. *BioResources* 5(2):1197-1214.

Amiri, R., J.R.Wood, A. Karnis y J. Gorres. 1991. The apparent density of paper. Proc. International Paper Physic Conference. p:11–18.

Boopathy, R. 2004. Use of post-harvest sugarcane residue in coastal reclamation: A feasibility study. *Sugar Cane International* Jan/Feb:9-13.

Chimenez, T.A., M.H. Gehlen, K. Marabezi y A.A.S. Curvelo. 2014. Characterization of sugarcane bagasse by autofluorescence microscopy. *Cellulose* 21:653–664 DOI 10.1007/s10570-013-0135-9.

Cao Y., S. Shibata y I. Fukumoto. 2006. Mechanical properties of biodegradable composites reinforced with bagasse fibre before and after alkali treatments. *Composites: Part* A 37:423–429.

Clark, J.D.A. 1969. Fibrillation, free water, and fiber bonding. *Tappi Journal* 52(2):335-340.

COVECA (Comisión Veracruzana de la caña de azúcar). 2008. Monografía de la caña de azúcar. Gobierno del Estado de

Veracruz. [En línea] http://portal.veracruz.gob.mx/pls/portal/docs/page/covecainicio/imagenes/archivospdf/archivosdifusion/monografia%20ca%d1adeazucar2010.Pdf. Fecha de acceso: 20/02/2015.

Dasgupta, D., S.K. Suman, D. Pandey, D. Ghosh, R. Khan, D. Agrawal, R.K. Jain, V. T. Vadde y D.K. Adhikari. 2013. Design and optimization of ethanol production from bagasse pith hydrolysate by a thermotolerant yeast *Kluyveromyces* sp. IIPE453 using response surface methodology. *Springerplus* 2:159.

De la Madrid C., E. 2009. La situación de la industria de la celulosa y el papel en el mundo. Financiera Rural. México. [En línea]
http://www.fnd.gob.mx/informacionsectorrural/Documents/Articulos%20FR/Microsoft%20Word%20-%20art%C3%ADculo%20Celulosa%20y%20Papel.pdf. Fecha de acceso: 18/02/2015

Diez, O.A., G.J. Cárdenas y L.F. Mentz. 2010. Poder calorífico superior de bagazo, médula y sus mezclas, provenientes de la caña de azúcar de Tucumán, R. Argentina. *Revista industrial y agrícola de Tucumán* 87(1):29-38. ISSN 1851-3018.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2014. Programa Nacional de la Agroindustria de la Caña de Azúcar 2014-2018. Secretaría de Gobernación. México. [En línea]
http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5343244&fecha=02/05/2014. Fecha de acceso: 15/02/2015

Emsley, A.M. 2008. Cellulosic ethanol re-ignites the fire of cellulose degradation. *Cellulose* 15:187-192.

Escoto G., T. 2009. Manual maestro para la evaluación de pulpas a través de la curva de refinación. Universidad de Guadalajara. Ediciones de la noche, Guadalajara, Jalisco, México. 93 p.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2008. Anuario de productos forestales, periodo 2002-2006. Estadística No. 195. Roma. 331 p.

Fengel, D. y G. Weneger. 1984. Wood: chemistry, ultrastructure, reactions. Walter de Gruyter. Berlin. 626 p.

Flores, R., R. Muñoz-Ledo, B. Flores y K.I. Cano. 2008. Estimación de la generación de energía a partir de biomasa para proyectos del programa de mecanismo de desarrollo limpio. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 7(1):35-39.

Franklin, G. 1937. Permanent preparations of macerated wood fibres. *Tropical Woods* 49:21-22.

Freitas Andrade, M. y J.L. Colodette. 2014. Dissolving pulp production from sugar cane bagasse. *Industrial Crops and Products* 52:58-64.

Garcia-Kirchner, O. y C. Huitron. 1996. Saccharification of native sugar cane bagasse pith by the cross-synergistic action of cellulases from *penicillium sp.* CH-M-001 and A. terreus CH-M-O 13. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 57/58:253-265.

Ghose, T.K. 1987. Measurement of cellulose activities. *Pure and Applied Chemistry* 59(2):257-268.

Gilfillan, W., L. Moghaddam y W.O.S. Doherty. 2014. Preparation and characterization of composites from starch with sugarcane bagasse nanofibre. *Cellulose* 21(4):39 p. DOI 10.1007/s10570-014-0277-4.

González, I., S. Boufi, M.A. Pélach, M. Alcalá, F. Vilaseca y P. Mutjé. 2012. Nanofibrillated cellulose as paper additive in eucaliptus pulps. *BioResources* 7(4):5167-5180.

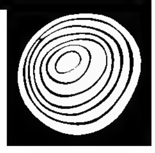
Gorres, J., R. Amiri, J.R. Wood y A. Karnis.1996. Mechanical pulp fines and sheet structure. *Journal of Pulp and Paper Science* 22(12):J490–J496.

Hegbom, L. 1992. Structural aspects of sugar-cane bagasse from a paper-making point of view a light microscopic study. In: Proc. 2nd Int. Non-wood fiber pulping and papermaking conf., Int. Trade Centre, Shanghai. p:657-672.

Hernández-Salas, J.M., M.S. Villa-Ramírez, J.S. Veloz-Rendón, K.N. Rivera-Hernández, R.A. González-César, M.A. Plascencia-Espinosa y S.R. Trejo-Estrada. 2009. Comparative hydrolysis and fermentation of sugarcane and agave bagasse. *Bioresource Technology* 100:1238-1245.

Howard, R.C. y W. Bichard. 1992. The basic effects of on pulp properties recycling. *Journal of Pulp and Paper Science* 18(4):151-159.

Htun, M. y A. De Ruvo.1978. The implications of the fines fraction for the properties of bleached kraft sheet. *Svensk Papperstidning* 81(16):507-510.



Isaac, A., F. Sketc, C. Driemeierb, G.J.M. Rocha. 2013. 3D imaging of sugarcane bagasse using X-ray microtomography Industrial. *Crops and Products* 49:790-793.

ISO (International Organization for Standardization).1979. ISO 5264/3. Pulps-laboratory beating- part 3: Jokro mill method. 1979.

ISO (International Organization for Standardization).1999. ISO 5267-1. Pulps-Determination of drainability-Part 1: Schopper-Riegler method.

Jain, R.K., V.V. Thakur, D. Pandey, D.K. Adhikari, A.K. Dixit y R.M. Mathur. 2011. Bioethanol from bagasse pith a lignocellulosic waste biomass from paper/sugar industry. *Indian Pulp and Paper Technical Association* 23:169-173.

Jayme G. 1944. Mikro-Quellungsmessungen an Zellstoffen. Wochenblatt für Papierfabrikation 6:187-194.

Kordsachia, O., S. Roßkopf y R. Patt. 2004. Production of spruce dissolving pulp with the prehydrolysis-alkaline sulfite process (ph-asa). *Lenzinger Berichte* 83:24-34.

Lee, S.C. y M. Mariatti. 2008. The effect of bagasse fibers obtained (from rind and pith component) on the properties of unsaturated polyester composites. *Materials Letters* 62:2253–2256.

Miller, G.L. 1959. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugars. *Analytical Chemistry* 31(3):426-428.

Minor, J.L., C.T. Scott y H. Atalla. 1993. Restoring bonding strength to recycled fibers. Proceedings recycling symposium. Tappi Press. Atlanta, GA. p:379-385.

Misman M., S.R. Wan Alwi y Z.A. Manan. 2008. State-of-the-art for paper recycling. International Conference on Science and Technology (ICSTIE) 12-13.Universiti Teknologi MARA, Pulau Pinang, Malasia.

Nakagaito, A.N. y H. Yano. 2005. Novel high-strength biocomposites based on microfibrillated cellulose having nano-order-unit web-like network structure. *Applied Physics A: Materials Science & Processing* 80(1):55-159.

Novaes, R.C., F.M. Teixeira, C.C. Perrone, C. Sant'Anna, W. de Souza, Y. Abud, E.P. da Silva Bon y V. Ferreira-Leitao. 2012. Structural evaluation of sugar cane bagasse steam pretreated in the presence of CO_2 and SO_2. *Biotechnology for Biofuels* 5(36):1-8.

Paavilainen, L. 1993. Conformability-flexibility and collapsibility-of sulphate pulp fibres. *Paperi Ja Puu* 75(9-10):689-702.

Page, D.H. 1969. A theory for the tensile strength of paper. *Tappi Journal* 52(4):674-681.

Pandey, A., C.R. Soccol, P. Nigam y V.T. Soccol. 2000. Biotechnological potential of agro-industrial residues. I: sugarcane bagasse. *Bioresource Technology* 74:69-80.

Rainey, T.J., I.M. O'Hara, A.P. Mann, C.H.Bakir y F. Plaza. 2013. Effect of depithing on the safety and ennvironmental aspects of bagasse stockpiling. Process Safety and Environmental Protection 91:378-385.

Rasul, M.G., V. Rudolph y M. Carsky. 1999. Physical properties of bagasse. *Fuel* 78:905-910.

Rivera J.J., J. Anzaldo, B. Becerra, J. Ramos, R. Sanjuán y J.L. Colodette. 2008. Procesos de blanqueo a base de oxigeno aplicados a pulpa obtenida del cartón corrugado reciclado (OCC). V Congreso Iberoamericano de Investigación en Celulosa y Papel, Ciadicyp. Guadalajara, Jalisco, México.

Rutiaga Quiñones, J.G., J. Anzaldo Hernández, J.J. Vargas Radillo y R. Sanjuán Dueñas. 2002a. Propiedades de resistencia de una pulpa *kraft* de pino mezclada con médula del bagazo de caña de azúcar. *Madera y Bosques* 8(2):17-26.

Rutiaga Quiñones, J.G., J.J. Rivera Prado y R. Sanjuán Dueñas. 2002b. Blanqueo del parénquima de la caña de azúcar mediante la secuencia $OD_1E_pD_2$. *Ciencia Nicolaita* 13:139-145.

Ruzin, S.E. 1999. Plant microtechnique and microscopy. Oxford University Press. Oxford, Nueva York. 322 p.

Sanjuán, R., J.Anzaldo, J. Vargas, J. Turrado y R. Patt. 2001. Morphological and chemical composition of pith and fibers from Mexican sugarcane bagasse. *Holz als Roh- und Werkstoff* 59:447-450.

Scallan, A.M. y A.C. Tydeman. 1992. Swelling and elasticity of the cell walls of pulp fibres. *Journal of Pulp and Paper Science* 18(5):J188-J193.

TAPPI Test Methods 2002-2003, Tappi Press, Atlanta, GA, USA.

Teixeira, E.D.M., T.J. Bondancia, K.B.R. Teodoro, A.C. Correa, J.M. Marconcini y L.H.C. Mattoso. 2011. Sugarcane

bagasse whiskers: extraction and characterizations. *Industrial Crops and Products* 33(1):63-66.

Triana, O., M. Leonard, F. Saavedra, N. Fernández, G. Gálvez y E. Peña. 1990. Atlas del Bagazo de la Caña de Azúcar. Cuba-9. Ed. GEPLACEA/PNUD/ICIDCA, México, D.F. 143 p.

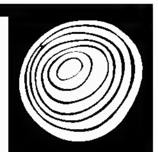
Wagberg, L. 2005. Wood material science. Finnish–Swedish research programme, 2003-2007 year book.

Zheng, Y., Z. Pan y R. Zhang. 2009. Overview of biomass pretreatment for cellulosic ethanol production. *International Journal of Agriculture and Biology* 2(3):51-68.

Manuscrito recibido el 16 de agosto de 2014.
Aceptado el 27 de febrero de 2015.

Este documento se debe citar como:
Vargas-Radillo, J. J., E. Salazar-Ríos, L. Barrientos-Ramírez, A. Pérez-Centeno, M. Rentería-Urquiza, A. Rodríguez-Rivas, F. Navarro-Arzate y J. Rutiaga-Quiñones. 2015. Pasta blanqueada y azúcares fermentables a partir de médula de bagazo de caña. *Madera y Bosques* 21(2): 117-130.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 131-146** Verano **2015**



Principales componentes químicos de la madera de *Ceiba pentandra, Hevea brasiliensis* y *Ochroma pyramidale*

Main wood chemical constituents of *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* and *Ochroma pyramidale*

J. Amador Honorato-Salazar[1,*], Gertrudis Colotl-Hernández[1], Flora Apolinar-Hidalgo[1], Jorge Aburto[2]

[1] INIFAP, Centro de Investigación Regional Centro, Campo Experimental San Martinito. Puebla, México.

[2] Instituto Mexicano del Petróleo. Gerencia de Investigación en Transformación de Biomasa. México, D.F., México.

* Autor de correspondencia. honorato.amador@inifap.gob.mx

Resumen

En este estudio se determinó la composición química principal de madera de *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* y *Ochroma pyramidale* con el objetivo de proporcionar conocimientos sobre química de la madera de especies tropicales e información para explorar posibles aplicaciones químicas. Para esto, se cuantificaron los contenidos de cenizas, extractos de etanol-benceno, extractos de etanol, lignina, holocelulosa, α-celulosa y hemicelulosas en el fuste a tres niveles de altura (inferior, medio y superior). Los resultados del análisis químico mostraron que las concentraciones de los constituyentes determinados variaron dentro del fuste de las especies leñosas individuales y también entre las especies. La cantidad promedio de los compuestos químicos entre las especies fue de 0,44% a 1,64% para las cenizas; 1,42% a 3,42% para los extractos en etanol-benceno; 1,88% a 5,07% para los extractos en etanol; 3,83% a 8,46% para los extractos totales; de 19,71% a 26,83% para lignina, 77,73% - 83,52% para holocelulosa; 39,67% - 47,63% α-celulosa y 33,79% a 42,85% para hemicelulosas. De acuerdo con los contenidos obtenidos de lignina, α-celulosa y hemicelulosas, la madera de estas especies podría ser utilizada en los procesos de pulpeo y de bioconversión.

Palabras clave: cenizas, composición química, extractos, holocelulosa, lignina, maderas tropicales.

Abstract

In this study, the main wood chemical composition of *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* and *Ochroma pyramidale* was determined with the aim of providing knowledge on wood chemistry of tropical species and information to explore possible chemical applications. For this, the contents of ash, ethanol-benzene extracts, ethanol extracts, lignin, holocellulose, cellulose and hemicelluloses were quantified in the stem at three height levels (bottom, middle, and top). Results of the chemical analysis showed that concentrations of the determined constituents varied within the stem of the individual wood species and also among species. The average amount of chemical compounds among the species was 0,44% - 1,64% for ash; 1,42% - 3,42% for ethanol-benzene extracts; 1,88% - 5,07% for ethanol extracts; 3,83% - 8,46% for total extracts; 19,71% - 26,83% for lignin, 77,73% - 83,52% for holocellulose; 39,67% - 47,63% for α-cellulose and 33,79% - 42,85% for hemicelluloses. According to the obtained contents of lignin, α-cellulose and hemicelluloses, the wood of these species could be used in pulping and bioconversion processes.

Key words: ash, chemical composition, extracts, holocellulose, lignin, tropical woods.

Introducción

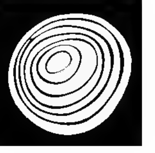
En el país existen especies forestales tropicales de rápido crecimiento, ya sea nativas o introducidas, con altos rendimientos anuales en volumen (25 m^3r/ha/año a 40 m^3r/ha/año) y ciclos de aprovechamiento de 5 años a 8 años (Hernández y Rodríguez, 2012), las cuales pueden utilizarse en el establecimiento de plantaciones forestales que permitan obtener una diversidad de productos forestales maderables, a base de madera o combinados con otros materiales, productos no maderables, pulpa para papel y combustibles (Lucia *et al.*, 2006; Rowell, 2007). Entre las especies de rápido crecimiento se encuentran la ceiba (*Ceiba pentandra* (L.) Gaertn.), el hule (*Hevea brasiliensies* (Willd.) Muell.-Arg.) y la balsa (*Ochroma pyramidale* (Cav. Ex Lam.) Urb), cuyos rendimientos en plantaciones experimentales varían de 25 m^3r/ha/año a 60 m^3r/ha/año y ciclos de corta de 5 años a 8 años (Sánchez, 2005).

Ceiba pentandra (ceiba) es un árbol de rápido crecimiento de la familia *Bombacaceae* que puede alcanzar una altura de hasta 50 m y un diámetro normal de 2 m o más (Pennington y Sarukhán, 2005; Alvarado *et al.*, 2010); crece de forma natural en las áreas tropicales húmedas y subhúmedas de América desde México hasta Colombia, Venezuela y Ecuador, en las Antillas desde Cuba y Jamaica hasta Trinidad y Tobago (Chinea-Rivera, 2000; Alvarado *et al.*, 2010). En México se distribuye en las vertientes del Golfo y del Pacífico, desde el sur de Tamaulipas hasta la Península de Yucatán y desde Sonora hasta Chiapas, respectivamente (Pennington y Sarukhán, 2005). Es cultivada en Africa, India, sureste y este Asiatico. La madera de esta especie se caracteriza por ser de baja densidad y resistencia mecánica, por lo cual se usa en construcción ligera, material de empaque, chapa, capas interiores de tableros laminados, aislante termico, absorbción acustica, acabados de interiores, pulpa y papel (Alvarado *et al.*, 2010; Chaiarrekij *et al.*, 2011; Veerakumar y Selvakumar, 2012).

Hevea brasiliensis (hule) es una especie arbórea de la familia *Euphorbiaceae* de rápido crecimiento, que alcanza alturas menores a 25 m en plantaciones y más de 40 m en bosque natural, es nativa de la cuenca amazónica, con distribución silvestre en Bolivia, Brasil, Colombia, Perú y Venezuela (Orwa *et al.*, 2009). El hule ha sido introducido en diferentes países tropicales como cultivo, principalmente para la obtención de hule; sin embargo, una vez que la producción de látex de los árboles disminuye (de 25 años a 35 años), estos son derribados y reemplazados (Monroy, 2005). Los árboles derribados son una fuente de materia prima para la obtención de madera aserrada, molduras, parquet, madera contrachapada, tableros enlistonados, contrachapados, de partículas, de densidad media (MDF), de virutas orientadas (OSB), mixtos con cemento y yeso, madera de chapa laminada (LVL) y pulpa para papel (Balsiger *et al.*, 2000; Ab Wahab, 2005; Izran *et al.*, 2011). En Malasia y Tailandia la exportación respectiva de productos de madera de hule es de 26% y 60%, mientras que el abastecimiento de la industria del mueble con madera de hules es 70% y 80%, respectivamente (Shigematsu *et al.*, 2011; Ratnasingam, *et al.*, 2012).

Ochroma pyramidale (balsa) pertenece a la familia de *Bombacaceae*, los árboles de esta especie son de rápido crecimiento que pueden alcanzar alturas de 30 m y diametros normales hasta de 60 cm (Pennington y Sarukhán, 2005); su área de distribución natural se extiende desde el sur de México hasta Bolivia, hacia el este a través de la mayor parte de Venezuela, y a través de las Antillas (Francis, 2000). A nivel nacional, su distribución se restringe al norte de Oaxaca, norte de Chiapas, sur de Tabasco, zona de Sontecomapan y Montepío en los Tuxtlas, Veracruz y en Tapachula, Chiapas, en altitudes entre 150 m y 400 m snm (Pennington y Sarukhán, 2005). La madera de balsa es extremadamente liviana por lo cual se usa en aeromodelismo, como aislante térmico y como material estructural de centro en tableros tipo sándwich, los cuales son usados como estructuras de carga en barcos, edificios y plataformas marinas, así como en aspas de turbinas eólicas y cubiertas de puentes (Goodrich *et al.*, 2010; Mohammadi y Nairn, 2014).

En la mayoría de estudios tecnológicos de la madera, el estudio de la composición química se omite a pesar de que ésta tiene una influencia en las propiedades físicas y mecánicas de la madera, para algunos procesos industria-



les (Kilic y Niemz, 2012) y también determina la calidad, las aplicaciones potenciales y los problemas ambientales para el uso y la obtención de biocombustibles (Chen y Dixon, 2007; Saidur *et al.*, 2011; Zhao, *et al.*, 2012). En contraste con la información que existe sobre las propiedades tecnológicas de la madera de balsa, ceiba y hule, existe poca información disponible sobre la composición química de la madera de estas especies. Algunos estudios indican que la madera de hule consiste de 68,6% de holocelulosa; 43,5% de α-celulosa; 23,9% de hemicelulosas; 21,5% de lignina; 4,4% de extractos y 1,0% de cenizas (Yusoff, 1994; Zerpa *et al.*, 2007; Okino *et al.*, 2010; Zaki *et al.*, 2012). La madera de ceiba está compuesta por 66,0% de holocelulosa, 44,6% de α-celulosa, 25,6% de lignina, 6,2% de extractos y 2,3% de cenizas (Pettersen, 1984; Walia *et al.*, 2009). Para la madera de ceiba no se encontraron trabajos sobre su composición química.

En México, la composición química de la madera de balsa, ceiba y hule no ha sido estudiada, por lo que es importante conocer sus compuestos químicos principales para evaluar qué productos químicos se pueden obtener o en qué procesos industriales se pueden utilizar. Así, como parte de la caracterización de la madera de especies tropicales de rápido crecimiento, en este trabajo se estudió la composición química principal de la madera de ceiba, hule y balsa, provenientes de plantaciones experimentales.

Objetivo

Determinar los compuestos químicos principales de la madera de *Ceiba pentandra* (L) Gaertn., *Hevea brasiliensis* (Willd.) Muell.-Arg. y *Ochroma pyramidale* (Cav. Ex Lam.) Urb., con la finalidad de contribuir al conocimiento de la composición química de la madera de especies tropicales de rápido crecimiento y proporcionar información para explorar posibles aplicaciones químicas.

Materiales y métodos

Se colectaron dos árboles de balsa (*Ochroma pyramidale*) y ceiba (*Ceiba pentandra*) y un árbol hule (*Hevea brasiliensis*) en las plantaciones experimentales del Campo Experimental El Palmar, Veracruz, el cual se ubica a 18°30'12,69"N y 96°45'19,79"O, altitud de 125 m snm, clima cálido húmedo (Am), suelo luvisol crómico con textura media, temperatura media anual de 24 °C a 26 °C y precipitación media anual de 2500 mm a 3000 mm (INEGI, 2014). No se tomaron muestras botánicas de los áboles debido a que antes del establecimiento de las plantaciones se realizó la identificación botánica de las especies. Las edades de los árboles fueron de 8 años, 9 años y 6, años para ceiba, hule y balsa, respectivamente. La madera de los árboles no presentó diferencia de albura y duramen. De cada árbol se cortaron secciones de 50 cm de la base, la parte media y la parte alta del fuste. En la parte alta, las secciones se obtuvieron a 1,5 m de la punta del árbol y en los árboles de ceiba no fue posible obtener secciones de la parte alta, debido a que presentaron daños mecánicos. Las secciones de cada árbol fueron descortezadas y astilladas para después molerlas en un molino tipo Willey y tamizarlas en mallas del No. 40 (0,425 mm) y 60 (0,250 mm). El material retenido en la malla 60 se utilizó para realizar los diferentes analisis químicos, cada uno con cuatro determinaciones por altura.

Las normas de la Technical Association of the Pulp and Paper Industry (TAPPI 2006-2007) se usaron para la preparación de muestras (T 264 cm-97), determinación de extractos en etanol-benceno y etanol (T 204 cm-97), determinación de cenizas (T 211 om-02) y lignina (T 222 om-02). El metodo de clorito ácido se utilizó para la determinación de holocelulosa, la cual se sometió a extracción con hidróxido de sodio para determinar el contenido de α-celulosa (Rowell *et al.*, 2005).

Cenizas

Un gramo de material anhidro sin extraer se colocó en un crisol de porcelana, previamente secado (575 °C, 1 h) y pesado, el cual se introdujo en una mufla a 100 °C, para después aumentar la temperatura gradualmente a 575 °C, de manera que el material se incineró sin producir flama hasta obtener un peso constante. El crisol con el residuo se retiró de la mufla se puso en un desecador, se enfrío y se pesó. El contenido de cenizas se calculó en porcentaje del material anhidro.

Extractos

Ocho gramos de harina de madera, secada al horno (103 °C ± 2 °C), se sometieron a una extracción secuencial de etanol-benceno (1:2 v/v) y etanol por 5 horas cada una, en un equipo Soxhlet automatizado Büchi E-816 SOX programable, que al término de cada extracción permite el lavado y secado de la muestra, por lo que fue posible determinar gravimétricamente el contenido de extractos en cada disolvente. La muestra extraida se transfirió a un matraz Erlenmeyer, se adicionaron 500 mL de agua destilada hirviendo y se calentó el matraz por 1 h en un baño de agua que se mantuvo a temperatura de ebullición. Finalmente, la muestra se filtró sobre papel filtro en un embudo Büchner, se lavó con 500 mL de agua destilada hirviendo y se dejó secar a temperatura ambiente. Esta muestra se consideró como libre de extractos. La cantidad de extractos se calculó como la relación en por ciento de los pesos anhidros del residuo de cada disolvente y de la harina de madera.

Lignina insoluble

Se colocó 1 g de material libre de extractos (secado al horno) en un vaso de precipitado de 100 mL al que se le añadieron 15 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) al 72%, agitándose constantemente a medida que se agregaba el ácido. La mezcla se dejó a en un baño de agua a 20 °C ± 1 °C durante 2 h, agitándose cada 15 min. La solución se transfirió a un matraz Erlenmeyer de 1 L, se diluyó con 560 mL de agua destilada para obtener una concentración de H_2SO_4 al 3% y después se calentó a reflujo durante 4 horas. La solución se filtró en un crisol Gooch de porosidad media previamente tarado y se lavó con 100 mL de agua destilada caliente, para después secarse en horno a 105 °C, hasta alcanzar un peso constante. La lignina insoluble en ácido se determinó como la relación del peso del residuo y del peso del material libre de extractos, expresada en por ciento.

Holocelulosa

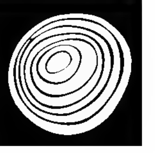
Se pusieron 2,5 g de harina de madera, libre de extractos y secada al horno, en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, añadiéndoles 80 mL de agua destilada caliente, 0,5 mL de ácido acético y 1,0 g de clorito de sodio. El matraz se cubrió con un vidrio de reloj y se mantuvo a 75 °C por una hora, al término de la cual se agregaron 0,5 mL de ácido acético y 1,0 g de clorito de sodio. Este proceso se repitió cada hora en el transcurso de 4 h. Posteriormente, el matraz se enfrío en un baño de agua fría y la solución se filtró en un crisol Gooch de porosidad gruesa, previamente pesado. El residuo se lavó con 120 mL de agua destilada, 80 mL de etanol y 150 mL de acetona. El crisol con el residuo se secó en horno a 105 °C hasta que el peso fue constante y se calculó el contenido de holocelulosa como la relación en por ciento de los pesos anhidros del residuo y de la harina libre de extractos.

α-celulosa

Dos gramos de holocelulosa anhidra se colocaron en un vaso de precipitado de 250 mL y se adicionaron 10 mL de hidróxido de sodio (NaOH) al 17,5%, agitando el material con una varilla de vidrio; la solución se cubrió con un vidrio de reloj y se colocó en un baño de agua a 20 °C. A intervalos de 5 min se agregaron 5 mL de NaOH al 17,5%, para un total de 25 mL y se dejó reposar por 30 min. Después de 45 min se añadieron 33 mL de agua destilada, se mezcló la solución, se dejó reposar por 1 h y se filtró aplicando vacío en crisol Gooch de porosidad media, previamente pesado, se lavó tanto el espécimen y como el vaso de precipitado con 100 mL NaOH al 8,5% y agua destilada, para después verter en el crisol 15 ml de ácido acético al 10% aplicando un poco de vacío y esperar por 3 min para continuar con la aplicación de vacío y lavar con agua destilada hasta obtener un pH neutro. El contenido de α-celulosa se determinó una vez que el crisol con la muestra se secó en horno a 105 °C hasta que el peso fue constante y con base en los pesos anhidros de la holocelulosa y del residuo, para finalmente relacionar el contenido con el material libre de extractos.

Hemicelulosas

El contenido de hemicelulosas se calculó como la diferencia entre los valores de los contenidos de holocelulosa y α-celulosa.



Análisis estadístico

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de varianza de dos factores (especie y altura), para determinar diferencias entre las especies y las alturas de fuste para cada uno de los componentes químicos, seguido de una comparación múltiple de medias por el método de diferencia mínima significativa de Fisher (DMS), el cual es menos conservador que los métodos de Bonferroni y Scheffé (Yandell, 1997). La comprobación del modelo del análisis de varianza (ANDEVA) se efectuó analizando los valores residuales (Montgomery, 2013), por medio de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk porque se considera la más robusta (Razali y Wah, 2011). Adicionalmente, se aplicó un análisis discriminante canónico (ADC) para seleccionar las variables de composición química que mejor discriminan las alturas de fuste de las especies (Tabachnick y Fidell, 2013). Para esto se realizó el procedimiento DISCRIM y STEPDISC de SAS (SAS, 2000). El nivel de significancia usado en los diferentes análisis estadísticos fue $\alpha = 0,05$.

Resultados

El análisis de varianza indicó que existen diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre especies (Tabla 1) y entre alturas de fuste (Tabla 2) para los compuestos químicos determinados. El análisis de varianza entre alturas de fuste de los resultados determinados en este estudio, son solo aplicables a estas tres especies únicamente. Para extrapolar estos resultados a otras especies, será necesario hacer los análisis correspondientes para verificar si se repite este patrón. En la tabla 1 se observa que la madera de ceiba presentó mayores contenidos de extractos, ceniza y lignina que la madera de balsa y hule, mientras que madera de balsa mostró altos contenidos de holocelulosa y hemicelulosas que la madera de ceiba y hule. La madera de hule exhibió mayores contenidos de α-celulosa que la madera de las otras dos especies y la proporción de α-celulosa/lignina también fue mayor en la madera de hule.

Con respecto a la altura (Tabla 2), en la base de los árboles se presentaron los mayores contenidos de extractos que en las partes media y alta. En contraste, los contenidos de holocelulosa y hemicelulosas, así como la proporción de α-celulosa/lignina se observaron en la parte alta. La cantidad de cenizas fue alta en la base y en la parte media y el contenido de α-celulosa fue mayor en la parte media y alta.

Tabla 1. Valores promedio de los compuestos químicos principales de la madera de balsa, ceiba y hule.

	Ceiba	Hule	Balsa
Extractivos (%)			
Etanol-Benceno	3,23 ± 0,38[1] a[2]	2,29 ± 0,74 b	3,12 ± 0,56 a
Etanol	5,08 ± 0,34 a	2,35 ± 0,17 b	2,23 ± 0,48 b
Total de extractos	8,31 ± 0,27 a	4,64 ± 0,68 c	5,35 ± 0,75 b
Cenizas (%)	1,59 ± 0,31 a	0,70 ± 0,06 b	0,49 ± 0,11 c
Lignina (%)*	26,24 ± 1,22 a	19,76 ± 0,28 c	23,02 ± 1,00 b
Holocelulosa (%)*	79,08 ± 1,54 c	80,13 ± 2,61 b	81,99 ± 0,91 a
α-celulosa (%)*	41,29 ± 1,13 b	45,34 ± 2,52 a	40,30 ± 1,01 c
Hemicelulosas (%)*	37,77 ± 1,97 b	34,79 ± 1,51 c	41,67 ± 1,36 a
α-celulosa/lignina	1,57 ± 0,05 c	2,30± 0,13 a	1,76 ± 0,11 b

*Valores con base en el material anhidro libre de extractos, [1] desviación estándar; [2] Los valores con la misma letra indica no son significativamente diferentes entre especies ($p < 0,05$)

Tabla 2. Valores promedio de la composición química principal de la madera de balsa, ceiba y hule a diferentes alturas.

	Base	Media	Alta
Extractivos (%)			
Etanol-Benceno	3,18 ± 0,43[1] a[2]	2,72 ± 0,84 b	3,02 ± 0,57 a
Etanol	3,43 ± 1,57 a	3,49 ± 1,23 a	2,05 ± 0,28 b
Total de extractos	6,66 ± 1,65 a	6,21 ± 1,80 b	5,07 ± 0,42 c
Cenizas (%)	0,96 ± 0,58 a	0,99 ± 0,54 a	0,55 ± 0,16 b
Lignina (%)*	23,00 ± 2,57 b	24,01 ± 2,75 a	22,44 ± 2,06 c
Holocelulosa (%)*	79,50 ± 1,65 c	80,50 ± 1,91 b	82,82 ± 0,86 a
α-celulosa (%)*	41,04 ± 1,00 b	42,15 ± 2,42 a	42,33 ± 3,96 a
Hemicelulosas (%)*	38,47 ± 1,98 b	38,35 ± 3,86 b	40,53 ± 3,47 a
α-celulosa/lignina	1,81 ± 0,23 b	1,79 ± 0,30 b	1,93 ± 0,38 a

*Valores con base en el material anhidro libre de extractos, [1] desviación estándar; [2] Los valores con la misma letra indica no son significativamente diferentes (p < 0,05) entre alturas.

Al considerar las variables químicas de la madera a diferentes alturas, se observó que existen diferencias significativas (p < 0,05) entre los valores promedio para las diferentes alturas de fuste de las especies (Tabla 3). Esto es aplicable al contenido de extractos en etanol-benceno, al contenido de extractos en etanol, total de extractos, cenizas y lignina. Las cantidades de holocelulosa y α-celulosa, así como la proporción de α-celulosa/lignina fueron diferentes, estadísticamente hablando, en las partes basal, media y alta de las tres especies. El análisis de los residuos permite verificar la hipótesis de normalidad de los errores del modelo de varianza, ya sea por métodos gráficos o numéricos (Montgomery, 2013). Los resultados de la prueba normalidad de los residuos con el método numérico de Shapiro-Wilk mostraron que las probabilidades (P) del valor del estadístico de Shapiro-Wilk (W) son mayores a 0,13 (Tabla 4), por lo cual no se rechaza la hipótesis de normalidad de los residuos y los datos no necesitan ser transformados.

El resultado del ADC mostró que tres funciones canónicas, estadísticamente significativas (p <0,0001), explicaron el 99,5% de la varianza total (Tabla 5) y contribuyeron significativamente a la separación entre alturas de las especies (Lamba de Wilks, F=27,95, p <0,0001, n=468). La primera función describió 77,3% de la variación con un valor característico ("*eigenvalue*") de 180,93 (Tabla 4). La segunda función expresó 19,9% de la variación con un valor característico de 46,44 y la tercera función 2,3% de la variación con un valor característico de 5,44.

En la figura 1 se observa que hay un traslape de los valores canónicos individuales entre las partes media y alta, tanto de la madera de balsa como de la madera de ceiba, lo cual indica que no hay una discriminación entre las aturas de estas dos especies (Johnson, 2000). En el resto de las alturas de la madera de balsa y hule, los valores canónicos individuales se observan separados. Esto permitió identificar seis grupos separados por altura de la madera de las tres especies, en donde la madera de hule presentó la separación más distintiva entre las alturas de fuste.

De acuerdo con el análisis de regresión canónica (STEPDISC), siete variables de composición química contribuyeron a las funciones canónicas. En la tabla 6 se muestran los coeficientes correlación entre las variables de predicción y las funciones discriminantes. La proporción de α-celulosa/lignina contribuyó a explicar las tres funciones, mientras que el contenido de extractos en etanol contribuyó a explicar la primera y segunda función. Las otras variables de

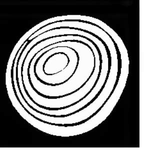


Tabla 3. Compuestos químicos principales a diferentes alturas de fuste de balsa, ceiba y hule.

	Ceiba				Hule						Balsa					
	Base		Media		Base		Media		Alta		Base		Media		Alta	
Extractivos (%)																
Etanol-Benceno	3,22 ± 0,27[1]	a[2]	3,24 ± 0,49	a	2,62 ± 0,20	c	1,42 ± 0,24	d	2,83 ± 0,59	b	3,42 ± 0,39	a	2,84 ± 0,59	b	3,11 ± 0,58	a
☆Etanol	5,23 ± 0,22	a	4,92 ± 0,38	a	2,40 ± 0,11	c	2,41 ± 0,09	c	2,26 ± 0,26	c	2,13 ± 0,60	d	2,60 ± 0,25	b	1,94 ± 0,25	d
Total de extractos	8,46 ± 0,26	a	8,16 ± 0,19	a	5,01 ± 0,29	c	3,83 ± 0,18	d	5,09 ± 0,47	c	5,67 ± 0,98	b	5,44 ± 0,67	b	5,05 ± 0,43	c
☆Cenizas (%)	1,64 ± 0,11	a	1,54 ± 0,43	a	0,63 ± 0,03	b c	0,70 ± 0,03	b	0,77 ± 0,01	b	0,45 ± 0,02	c	0,58 ± 0,15	b c	0,44 ± 0,03	c
☆Lignina (%)*	25,77 ± 1,19	a	26,70 ± 1,14	a	19,84 ± 0,27	d	19,71 ± 0,33	d	19,72 ± 0,30	d	21,80 ± 0,58	c	23,45 ± 0,24	b	23,80 ± 0,54	b
☆Holocelulosa (%)*	78,75 ± 1,28	d	79,41 ± 1,79	d	77,73 ± 0,25	e	79,13 ± 0,80	d	83,52 ± 0,19	a	81,13 ± 0,52	c	82,26 ± 0,65	b	82,50 ± 0,86	b
☆α-celulosa (%)*	40,41 ± 0,83	d	42,06 ± 0,72	c	42,04 ± 0,27	c	46,33 ± 0,38	b	47,63 ± 0,53	a	41,09 ± 1,00	d	40,14 ± 0,87	e	39,67 ± 0,63	e
☆Hemicelulosas (%)*	38,25 ± 1,68	c	37,36 ± 2,22	c	35,69 ± 0,03	d	32,81 ± 0,43	e	35,88 ± 0,43	d	40,04 ± 0,67	b	42,12 ± 0,66	a	42,85 ± 0,59	a
☆ α-celulosa/lignina	1,56 ± 0,05	f	1,58 ± 0,05	f	2,12 ± 0,02	c	2,35 ± 0,02	b	2,42 ± 0,03	a	1,66 ± 0,06	e	1,71 ± 0,05	e	1,88 ± 0,06	d

☆ Variables que contribuyen a la separación de los centros de grupo en el análisis canónico * Valores con base en el material anhidro libre de extractos; [1] Desviación estándar; [2] Los valores con la misma letra indica no son significativamente diferentes (p<0,05) entre las alturas de las especies.

Tabla 4. Valores del estadístico y de probabilidad de la prueba Shapiro-Wilk para la verificación de normalidad de los residuales del modelo de análisis de varianza.

	Estadístico (W)	Valor de P (Pr < W)
Extractivos (%)		
Etanol-Benceno	0,988	0,887
Etanol	0,983	0,670
Total de extractos	0,981	0,573
Cenizas (%)	0,973	0,281
Lignina (%)*	0,984	0,721
Holocelulosa (%)*	0,966	0,136
α-celulosa (%)*	0,982	0,643
Hemicelulosas (%)*	0,984	0,707
α-celulosa/lignina	0,971	0,242

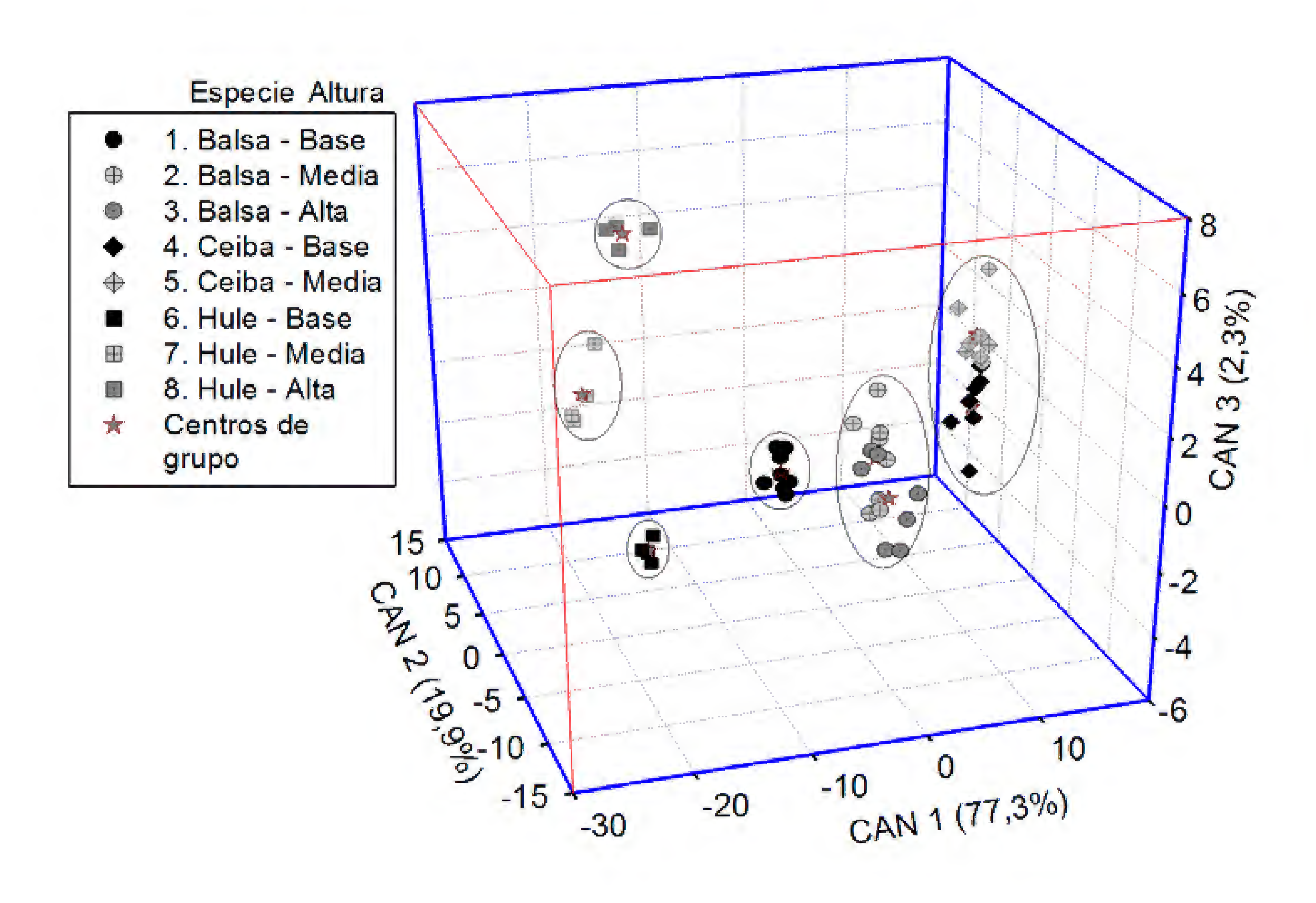


Figura 1. Valores canónicos individuales de las tres funciones discriminantes canónicas y posición de los centros por especie y altura.

composición química que también contribuyeron a explicar las funciones discriminantes fueron: el contenido de lignina a la primera función, los contenidos de cenizas, α-celulosa y hemicelulosas a la segunda función y los contenidos de holocelulosa y α-celulosa a tercera función.

Discusión

Cenizas.

Aunque el contenido de cenizas en la madera es relativamente bajo, comparado con el resto de los componentes químicos, es importante su cuantificación porque constituyen el residuo inorgánico y son una medición aproximada de las sales minerales y otras substancias inorgánicas en la madera como resultado de la combustión, que pueden formar silicatos, oxalatos y sulfatos (Rowell *et al.*, 2005). En algunas maderas tropicales el material inorgánico puede tener alto contenido de sílice que desgasta más rápido el filo de las herramientas de corte (Cristóvão *et al.*, 2011), lo cual representa un problema en la transformación de la madera.

En este estudio, la cantidad de cenizas fue significativamente diferente ($p<0,05$) entre la madera de las especies y entre las alturas de fuste, presentándose la mayor canti-

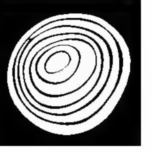


Tabla 5. Resumen de resultados del análisis discriminante canónico de variables químicas de la madera de balsa, ceiba y hule.

Función canónica	Autovalor	Varianza		Correlación canónica	Pr > F
		Proporción	Acumulada		
Can1	180,93	0,773	0,773	0,997248	<0,0001
Can2	46,44	0,199	0,972	0,989405	<0,0001
Can3	5,44	0,023	0,995	0,919084	<0,0001

Tabla 6. Coeficientes de correlación canónicos de las variables químicas evaluadas de la madera de balsa, ceiba y hule.

Variable	Can1		Can2		Can3	
Extractivos (%)						
Etanol-Benceno	0,051		-0,079		0,047	
Etanol	0,260	☆	0,307	☆	-0,001	
Total de extractos	0,203		0,119		0,036	
Cenizas (%)	0,159		0,241	☆	0,092	
Lignina (%)*	0,277	☆	-0,052		0,053	
Holocelulosa (%)*	-0,041		-0,190		0,521	☆
α-celulosa (%)*	-0,140		0,346	☆	0,740	☆
Hemicelulosas (%)*	0,053		-0,381	☆	-0,014	
Lignina/α-celulosa	-0,404	☆	0,342	☆	0,460	☆

☆ Variables que contribuyeron a la separación de los centros de grupo en al análisis canónico

dad en la madera de ceiba (1,59%) y la menor cantidad en la madera de balsa (0,49%) (Tabla 1), mientras que en la parte basal y media del fuste se observó la mayor cantidad (0,96% y 0,99%) (Tabla 2). Al considerar las diferentes alturas de fuste de las especies estudiadas, el contenido de cenizas fue de 0,44% a 1,64%, con diferencias significativas entre las alturas de la madera de ceiba, hule y balsa (Tabla 3), siendo mayor el contenido en la madera de ceiba que en las partes basal y media que en las alturas de en las otras dos especies. Los valores obtenidos de ceniza para la madera de ceiba no fueron significativos entre las alturas (1,64% y 1,54%) y son mayores al valor de 1,05%, obtenido por Walia *et al.* (2009), pero menor al de 2,4% que señala Pettersen (1984). En la madera de hule, las partes media y alta mostraron diferencias significativas con la parte basal en el contenido de cenizas con valores de 0,63% a 0,77%, los cuales son menores o similares a las cantidades (0,75% - 1,55%) encontradas en otros estudios (Yusoff, 1994; Okino *et al.*, 2010; Zaki *et al.*, 2012).

En general, las cantidad de cenizas de las especies de estudio (0,49% - 1,59%) están dentro del intervalo de los valores (0,2% - 3,9%) obtenidos para especies tropicales de diferentes regiones (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003; Cristóvão *et al.*, 2011) y a los encontrados (0,49% - 2,70%) para la madera de especies tropicales del país (Quintana, 1968; Pettersen, 1984).

Extractos.

Los extractos o extractivos son compuestos químicos presentes en la madera que se pueden extraer usando solventes, por lo cual se clasifican por el tipo de solvente que se utiliza para extraerlos. Los extractos consisten principalmente en grasas, ácidos grasos, alcoholes grasos, fenoles, flavonoides, terpenos, esteroides, esteroles, estilbenos, ácidos resínicos, ceras y otros compuestos orgánicos menores (Rowell *et al.*, 2005; Kilic y Niemz, 2012). Muchos de estos compuestos son responsables del color, el olor y la durabilidad natural de la madera. Sin embargo, estos compuestos también tienen efectos en muchas de las propiedades tecnológicas de la madera y en su procesamiento. Así, la presencia de estos compuestos aumentan la durabilidad natural de la madera y disminuyen las contracciones y expansiones de la madera (Fengel y Wegener, 2003; Kirker *et al.*, 2013), pero afectan negativamente en el pulpeo

y la fabricación de papel, el pegado en tableros contrachapados y a base de madera, así como en los acabados y en el desgaste de las herramientas de corte (Yasuda *et al.*, 1998; Saputra *et al.*, 2004; Darmawan *et al.*, 2011; Valto *et al.*, 2012; Williams, 2010).

El contenido de extractos en etanol-benceno de la madera de balsa (3,12%) y de la de ceiba (3,23%) fue significativamente diferente al de la madera de hule (2,29%) (Tabla 1), observándose la mayor cantidad en las partes basal (3,18%) y alta (3,02%) del fuste (Tabla 2). Se observaron diferencias significativas entre las alturas de las especies con contenidos de 1,42% a 3,42% (Tabla 3). Los mayores contenidos se presentaron en la parte baja de balsa (3,42%) y ceiba (3,22%), en la parte media (3,24%) de ceiba y en la parte alta (3,11%) de balsa, que fueron diferentes a la parte media de balsa (2,845%) y a las diferentes alturas de hule. Dentro de las especies, la cantidad de extractos en etanol-benceno no fue diferente entre las alturas de la madera de ceiba, pero sí lo fue entre la parte media y las otras dos alturas de la madera de balsa, mientras que en la madera de hule fue diferente en las tres alturas.

El mayor contenido de extractos en etanol se presentó en la madera de ceiba (5,08%) (Tabla 1), así como en las partes basal (3,43%) y media (3,49%) del fuste (Tabla 2). La cantidad de extractos en etanol fue significativamente diferente entre las alturas de las especies con valores de 1,94% a 5,23% (Tabla 3). La madera de ceiba tuvo los mayores contenidos de estos extractos en sus dos alturas de fuste, siendo diferentes entre las alturas de fuste de balsa y hule. En las especies individuales, solo se observaron diferencias significativas entre la parte media y las otras dos alturas de fuste de la madera de balsa.

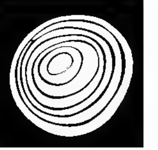
Los extractos totales fueron significativamente diferentes entre la madera de cada una de las especies (Tabla 1) y entre las diferentes alturas de fuste (Tabla 2), en donde el mayor contenido se presentó en la madera de ceiba (8,31%) y en la parte basal (6,66%) del fuste. El total de extractos en las alturas de fuste de las especies fue de 3,83% a 8.46% (Tabla 3), en donde las partes basal y media de la madera de ceiba mostraron la mayor cantidad de extractos totales y fueron diferentes a las alturas de las otras dos especies. En las especies, la madera de ceiba exhibió diferencias entre la parte alta (5,05%) y las alturas inferiores del fuste; mientras que en la madera de hule las diferencias fueron entre la parte media (3,83%) y las partes basal (5,01%) y alta (5,09%) del fuste.

El contenido de extractos en etanol-benceno (3,23% ± 0,38%) de la madera de ceiba está dentro del intervalo (1,0% – 3,82%) observado por Pettersen (1984) y Walia *et al.*, (2009) para esta especie. Para la madera de hule, Okino *et al.*, (2010) y Zaki *et al.* (2012) obtuvieron contenidos de extractos en etanol-tolueno de 2,68% a 4,81%, los cuales son diferentes a los obtenidos con etanol-benceno (1,42% - 2,83%), diferencia que se puede atribuir a la mezcla de disolvente usado en la extracción.

En maderas tropicales de otros países, se han encontrado contenidos de extractos en etanol-benceno de 1% a 13% (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003, Darmawan *et al.*, 2011); mientras que para la madera de especies tropicales del país, los valores de este tipo de extractos es de 1% a 14,5% (Acosta, 1964; Quintana, 1968; Pettersen, 1984). Los valores obtenidos para las especies estudiadas (4,64% - 8,31%) están dentro de los intervalos obtenidos para la madera de especies tropicales.

Lignina.

La lignina es uno de los polímeros estructurales que componen la pared celular; proporciona el soporte mecánico a las plantas y las protege contra el ataque de microorganismos, además de impermeabilizar la pared celular (Vanholme *et al.*, 2010). Debido a que la lignina envuelve y protege a los carbohidratos, formando en algunos casos complejos de lignina-carbohidratos, afecta la calidad de la madera y hace que sea uno de los factores limitantes más importantes en el pulpeo y los procesos de bioconversión (Rowell *et al.*, 2005; Vanholme *et al.*, 2010). La eliminación de la lignina es un proceso costoso por lo que es importante conocer su cantidad para el diseño de procesos o bien reducir el contenido y/o composición de lignina en las plantas por medio de diversas tecnologías (Chen *et al.*, 2011, Chen y Dixon, 2007).



En contenido de lignina entre la madera de ceiba (26,24%), hule (19,76%) y balsa (23,02%) fue significativo, siendo mayor en ceiba (Tabla 1). En las partes basal (23,0%), media (24,01%) y alta (22,44%) del fuste, la cantidad de lignina también presentó diferencias significativas, con mayores contenidos en la parte media (Tabla 2). Entre las alturas de fuste de las especies, el por ciento de lignina varió de 19,71 a 26,70; con diferencias significativas y mayores porcentajes en las alturas de fuste de ceiba que en las alturas de las otras especies (Tabla 3). Dentro de las alturas de fuste de cada especie, únicamente la madera de balsa mostró diferencias entre la parte basal y las partes superiores del fuste.

La cantidad de lignina en la madera de ceiba (26,24%) es similar a lo que menciona Pettersen (1984), pero menor a lo obtenido por Walia *et al.*, (2009). En la madera de hule, los valores de lignina (19,76%) son mayores a los obtenidos (16,47% - 17,64%) por Zaki *et al.* (2012); pero menores a los obtenidos (21,92 - 27,20 %) en otros estudios (Yusoff, 1994; Zerpa *et al.*, 2007; Okino *et al.*, 2010). Las diferencias se deben principalmente a la edad de los individuos, ya que la madera de árboles jóvenes presentan menores contenidos de lignina que la madera de árboles maduros (Okino *et al.*, 2010; Zaki *et al.* (2012).

Los valores obtenidos de lignina (19,76% - 26,24%) en la madera de las especies estudiadas están dentro del intervalo de valores publicados para la madera de especies tropicales, que varían de 21% a 40% (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003) y para especies del país (19,00% - 35,80%) (Acosta, 1964; Quintana, 1968; Pettersen, 1984).

Holocelulosa.

A la porción de carbohidratos de la madera se le conoce como holocelulosa y está compuesta por celulosa y hemicelulosas (Fengel y Wegener, 2003; Rowell *et al.*, 2005). La cantidad de holocelulosa obtenida presentó diferencias significativas entre las maderas de balsa (81,99%), hule (80,13%) y ceiba (79,08%) (Tabla 1) y varió significativamente con la altura de fuste, observándose valores menores en la base (79,50%) y mayores en la parte alta (82,82%) (Tabla 2). La parte alta de la madera de hule fue significativamente diferente en la cantidad holocelulosa (83,52%) con relación a las alturas de fuste de las otras especies (Tabla 3) y dentro de cada especie, solo la madera de ceiba no mostró diferencias entre sus alturas de fuste. El contenido de holocelulosa de la madera de ceiba (79,08% ± 1,54%) es mayor a lo señalado (60,9% - 77,0%) por Pettersen (1984) y Walia *et al.* (2009). Los valores de holocelulosa de la madera de hule (80,13% ± 2,61%) también son mayores a los obtenidos (56,15% - 70,0%) por Yusoff (1994) y Zerpa *et al.* (2007).

El porcentaje de holocelulosa en la madera de las especies estudiadas (79,08% - 81,99%) está dentro de los valores superiores del intervalo publicado (61% - 82%) para maderas tropicales diferentes países (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003) y mayor con respecto a los valores obtenidos (60% - 76%) para algunas maderas del país (Pettersen, 1984).

α-celulosa.

Generalmente, la porción más abundante de la pared celular de la madera es la celulosa, la cual es un polímero compuesto de moléculas de glucosa unidas entre sí, en cadenas largas que a su vez se unen por medio de enlaces de hidrógeno y se agrupan en microfibrillas. Estas microfibrillas están asociadas o interconectadas en una matriz reticulada de moléculas de hemicelulosas y lignina, que dificultan el aislamiento y determinación de la celulosa en forma pura (Fengel y Wegener, 2003; Rowell *et al.*, 2005). Existen diferentes métodos de aislamiento y determinación de la celulosa, pero el método más utilizado es partir de la holocelulosa con tratamiento alcalino en el que se produce un residuo conocido como *α-celulosa* (Pettersen, 1984; Rowell *et al.*, 2005). La *α*-celulosa se define como la fracción de “celulosa cruda” residual que no se disuelve en una solución al 17,5% de hidróxido de sodio a 20 °C e indica al contenido de celulosa no degradada de alto peso molecular (Pettersen, 1984).

El contenido de *α*-celulosa presentó diferencias significativas entre la madera de las tres especies de estudio, siendo mayor en hule (45,34%) y menor en balsa (40,30%)

(Tabla 1). La cantidad de α-celulosa fue menor y significativamente diferente en la parte basal (41,04%) que en las partes media (42,15%) y alta (42,33%) del fuste (Tabla 2). Asimismo, la mayor cantidad de α-celulosa en la madera se observó en la parte alta de hule y fue significativamente diferente a las alturas, tanto de hule como de balsa y ceiba (Tabla 3). Diferencias significativas se observaron también en las alturas de cada especie. Pettersen (1984) y Walia *et al.* (2009) presentan valores de α-celulosa de 41% a 50% para la madera de ceiba, los cuales son similares a los obtenidos en este estudio (41,29%). En la madera de hule, la porción de α-celulosa obtenida fue de 45,34%, la cual se encuentra en el intervalo (36,09% -54,56%) obtenido en otros trabajos (Yusoff, 1994; Zerpa *et al.*, 2007; Okino *et al.*, 2010; Zaki *et al.*, 2012).

El contenido de α-celulosa (40,30% - 45,34%) obtenido en este estudio está dentro de los valores de 29% a 58% publicados para diferentes maderas tropicales (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003) y para los que se han obtenido (35% - 58%) en las maderas tropicales del país (Acosta, 1964; Quintana, 1968; Pettersen, 1984).

Hemicelulosas

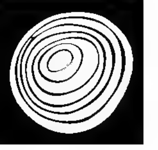
Son polímeros heterogéneos que se encuentran en las paredes celulares, su estructura principal es de una cadena lineal con ligeras ramificaciones, pueden contener hexosas (manosa, glucosa, galactosa), pentosas (xilosa, arabinosa) y ácidos urónicos (glucourónico, galactourónico, metil galactourónico) y se clasifican por los azúcares que contienen. Las hemicelulosas de la madera de latifoliadas contienen en su mayoría xilanas, mientras que las hemicelulosas de la madera de coníferas contienen principalmente glucomananas (Fengel y Wegener, 2003; Rowell *et al.*, 2005).

La madera de balsa, ceiba y hule mostró diferencias significativas en el contenido de hemicelulosas, con valores respectivos de 41,67%, 37,77% y 34,79% (Tabla 1); mientras que en la parte alta del fuste, la cantidad de hemicelulosas (40,53%) fue mayor y diferente que en las partes inferiores del fuste (Tabla 2). La comparación de la madera de las especies de estudio a las tres alturas de fuste indicó que las partes media (42,12%) y alta (42,85%) de la madera de balsa presentaron la mayor cantidad de hemicelulosas, siendo significativamente diferentes a la parte basal (40,04%) de balsa y a las alturas de fuste de la madera de ceiba y hule (Tabla 3). En cada una de las especies, solo la madera de ceiba no mostró diferencias significativas entre las alturas de fuste. Los valores obtenidos de hemicelulosas en la madera de ceiba (37,77%) y hule (34,86%) son mayores a los que encontró (21% - 24%) Pettersen (1984) y a los obtenidos (17,41% - 25,15%) por Okino *et al.* (2010), respectivamente.

El contenido de hemicelulosas en maderas tropicales es de 11% a 28% (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003), que incluye algunas de la maderas tropicales del país (14% - 28%), son menores a los obtenidos (37,77% - 41,67%) en la madera de las especies de estudio. La diferencia entre los valores de hemicelulosas obtenidos aquí y los publicados se puede deber a que se obtuvo una mayor cantidad de holocelulosa, que al restar la cantidad de α-celulosa, se refleja en una mayor cantidad de estos compuestos.

Proporción de α-celulosa/lignina

Algunos proceso industriales como el pulpeo y bioconversión de carbohidratos, requieren una proporción alta de α-celulosa/lignina, sobretodo porque la lignina tiene efectos negativos en la fabricación de papel y dificultan los bioprocesos (Chen *et al.*, 2011, Chen y Dixon, 2007). Los resultados obtenidos en este estudio indican que la proporción de α-celulosa/lignina difiere significativamente entre la madera de hule (2,29), balsa (1,75) y ceiba (1,56) (Tabla 1); mientras que con respecto a la altura de fuste, la proporción en la parte alta (1,91) es diferente a las partes basal (1,81) y media (1,78) (Tabla 2). En las alturas de fuste de las especies se presentaron diferencias significativas en la proporción de α-celulosa/lignina, en donde las partes media y alta madera de hule fueron mayores que en las aturas hule, balsa y ceiba (Tabla 3) y dentro las especies, solo la madera de balsa no exhibió diferencias entre las alturas de fuste.



La proporción de α-celulosa/lignina obtenida para la madera de ceiba (1,56) están dentro del intervalo (1,45 a 2,27) derivado de los valores hallados por Pettersen (1984) y Walia *et al.* (2009). En la madera de hule esta proporción fue de 2,29, la cual se encuentra en el intervalo superior (1,57 -2,35) obtenido de los valores que señalan Yusoff, 1994; Zerpa *et al.*, 2007; Okino *et al.*, 2010; Zaki *et al.*, 2012. En las maderas tropicales de diversas regiones, la proporción de α-celulosa/lignina es de 1,63±0,31 (Pettersen, 1984; Fengel y Wegener, 2003), mientras que para las especies tropicales del país la proporción es de 1,84±0,44 (Acosta, 1964; Quintana, 1968; Pettersen, 1984), por lo que la proporción de α-celulosa/lignina obtenida para la madera de ceiba, hule y balsa (1,56 – 2,29) está dentro del intervalo de la madera de especies tropicales.

La composición química de la madera varía entre y dentro de las especies, edad, región y condiciones de crecimiento (Fengel y Wegener, 2003; Rowell *et al.*, 2005). En este estudio también se encontró variación en la composición química entre las especies y entre las alturas de fuste. La mayor variación en composición química se observó en la madera de hule a las tres alturas de fuste (Fig. 1) y en la base de la madera de ceiba y balsa en relación con las partes medias y altas del fuste.

Debido a que el contenido de α-celulosa en la madera de ceiba, hule y balsa es mayor a 40% y el de lignina menor a 30%, la madera de las especies podrían utilizarse en la producción de pulpa para papel (Alen, 2000) y dado que la relación de α-celulosa/lignina obtenida para la madera de las especies es mayor a 1.5, estas especies también podrían utilizarse en la bioconversión de carbohidratos. Sin embargo, se podrían presentar problemas en el pulpeo de la madera de ceiba, porque presenta contenidos de extractos totales y cenizas, mayores a 5% y 1%, respectivamente, que son los contenidos altos para considerarse para este uso (Alen, 2000). En contraste la madera de hule, presentó mayor contenido de α-celulosa y menor cantidad de lignina, la relación de estos compuestos es mayor a 2, lo cual hace que su madera sea más propicia para el pulpeo y la bioconversión de carbohidratos, sobre todo de la parte media y alta del fuste. La madera de balsa, mostró los mayores contenidos de hemicelulosas, con la extracción de estos compuestos antes del pulpeo, podría utilizarse en la bioconversión de combustibles y productos de alto valor agregado como alcoholes, ácidos carboxílicos, lactonas y ésteres (van Heiningen, 2007).

Conclusiones

La composición química de la madera presentó diferencias significativas entre las especies y entre las alturas del fuste. Los contenidos más altos de extractos en etanol-benceno, en etanol, extractos totales, cenizas y lignina se observaron en madera de ceiba. La proporción de α-celulosa/lignina y el contenido de α-celulosa fueron más altos en la madera de hule, mientras que la madera de balsa presentó las mayores cantidades de holocelulosa y hemicelulosas.

En la altura del fuste, la mayor cantidad de extractos se presentó en la parte basal; los valores más altos de la proporción de α-celulosa/lignina, holocelulosa y hemicelulosas fueron en la parte alta. La cantidad de cenizas fue alta en la base y en la parte media, y el mayor contenido de α-celulosa fue en la parte media y alta.

La composición química de la madera de hule presentó la mayor variación en las tres alturas de fuste; mientras que solo la parte basal de la madera de ceiba y balsa fue diferente a las partes media y alta del fuste.

La cantidad de los compuestos químicos principales obtenidos varió entre las especies de 1,42% a 3,42% para extractos de etanol-benceno, de 1,94% a 5,23% para extractos en etanol, de 3,83% a 8,46% para extractos totales, de 0,44 a 1,64% para cenizas, de 19,71% a 26,70% para lignina, de 77,73% a 83,52% para holocelulosa, de 39,67% a 47,63% para α-celulosa y de 32,81% a 42,85% para hemicelulosas.

Por los contenidos obtenidos de lignina, α-celulosa y hemicelulosas, la madera de las especies podría aprovecharse en los procesos de pulpeo y bioconversión de carbohidratos, aunque el procesamiento de la madera de ceiba podría causar problemas debido a que presenta cantidades altas de extractos y cenizas.

Reconocimientos

Se reconoce el apoyo financiero del Fondo CONACYT-SENER Sustentabilidad Energética para la realización de este estudio a través del proyecto No. 151370. Un especial agradecimiento a los revisores, cuyas observaciones y sugerencias permitieron mejorar el presente trabajo.

Referencias

Ab Wahab, E.S. 2005. Compressive strength properties of full-size laminated veneer lumber (LVL) made from rubberwood (*Hevea brasiliensis*). Tesis de maestría. Facultad de Ingeniería Civil. Universiti Teknologi Mara. Malasia 132 p.

Acosta C., M.R. 1964. Análisis químico y estudio de algunas características anatómicas de 23 especies de maderas. Tesis profesional. Universidad Veracruzana. Xalapa Ver. 57 p.

Alen, R. 2000. Structure and chemical composition of wood. *In*: P. Stenius, ed. Papermaking science and technology 3. Forest products chemistry. Finnish Paper Engineers' Association. Fapet Oy. Jyvaskyla. Finlandia. p:11-54.

Alvarado, C.R., C.A. Alvarado y O.O. Mendoza. 2010. *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. *In*: J. A. Vozzo, ed. Manual de semillas de árboles tropicales. Departamento de Agricultura de Estados Unidos, Servicio Forestal. p:383-384.

Balsiger, J., J. Bahdan y A. Whiteman. 2000. The Utilization, processing and demand for rubberwood as a source of wood supply. APFC-Working Paper No. APFSOS/WP/50. FAO. Bangkok, Tailandia. 64 p.

Chaiarrekij, S., A. Apirakchaiskul, K. Suvarnakich y S. Kiatkamjornwong. 2011. Kapok I: characteristics of kapok fiber as a potential pulp source for papermaking. *BioResources* 7(1):475-488.

Chen, F. y R.A. Dixon. 2007. Lignin modification improves fermentable sugar yields for biofuel production. *Nature Biotechnology* 25:759-61.

Chen, C., M. Baucher, J.H. Christensen y W. Boerjan. 2001. Biotechnology in trees: Towards improved paper pulping by lignin engineering. *Euphytica* 118:185–195.

Chinea-Rivera, J.D. 2000. *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. *In*: J.K. Francis y C.A. Lowe, eds. Bioecología de arbóreas nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. General Technical Report IITF-15. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal. Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. Río Piedras, Puerto Rico. p:135-138.

Cristóvão, L., I. Lhate, A. Grönlund, M. Ekevad y R. Sitoe. (2010). Tool wear for some lesser-known tropical wood species. *Wood Material Science and Engineering* 6(3):155-161.

Darmawan, W., I.S. Rahayu, D. Nandika y R. Marchal. 2011. Wear characteristics of wood cutting tools caused by extractives and abrasive materials in some tropical woods. *Journal of Tropical Forest Science* 23(3):345-353.

Fengel, D. y G. Wegener. 2003. Wood: chemistry, ultrastructure, reactions. Verlag Kessel, Remagen, Alemania. 613 p.

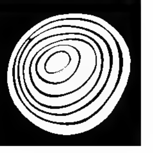
Francis, J.K. 2000. *Ochroma pyramidale* Cav. *In*: J.K. Francis y C.A. Lowe, eds. Bioecología de arbóreas nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. General Technical Report IITF-15. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal. Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. Río Piedras, Puerto Rico. p: 371-376.

Goodrich, T., N. Nawaz, S. Feih, B.Y. Lattimer y A.P. Mouritz. 2010. High-temperature mechanical properties and thermal recovery of balsa wood. *Journal of Wood Science* 56:437-443.

Hernández, P.C. y F. Rodríguez R. 2012. Casos de éxito y organización de Plantadores. *In*: A.M. Fierros G. Programa de Desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales. A 15 años de su creación. Comision Nacional Forestal, México. p:109-139.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2014. Datos vectoriales escala 1:1 000 000 de edafología, precipitación media anual, temperatura media anual y unidades climáticas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. http://www.INEGI.org.mx/geo/contenidos/recnat/default.aspx.

Izran, K., F. Abood, K.C. Yap, A.M. Abdul-Rashid y A. Zaidon. 2011. Properties and performance of rubberwood particleboard treated with Bp® fire retardant. *Journal of Science and Technology* 3(2):1-7.



Johnson, D.E. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. International Thompson Editores. México, D.F. 566 p.

Kilic, A. y P. Niemz. 2012. Extractives in some tropical woods. *European Journal of Wood and Wood Products* 70:79-83.

Kirker, G.T., A.B. Blodgett, R.A. Arango, P.K. Lebow y C.A. Clausen. 2013. The role of extractives in naturally durable wood species. *International Biodeterioration & Biodegradation* 82:53-58.

Lucia, L.A., D.S. Argyropoulos, L. Adamopoulos y A.R. Gaspar. 2006. Chemicals and energy from biomass. *Canadian Journal of Chemistry* 84:960-970.

Mohammadi, M.S. y J.A. Nairn. 2014. Crack propagation and fracture toughness of solid balsa used for cores of sandwich composites. *Journal of Sandwich Structures and Materials* 16(1):22-41.

Monroy R., C.R. 2005. Productividad y caracterización tecnológica de *Hevea brasiliensis* Muell. Arg. en Veracruz, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México 173 p.

Montgomery, D.C. 2013. Design and analysis of experiments. 8a edition. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, Nueva Jersey, EUA. 752 p.

Okino, E.Y.A., S. Resck, M.A.E. Santana, C.L. da S.C. Cruz, P.H.O. Santos y V.A.S. Falcomer. 2010. Evaluation of wood chemical constituents of *Hevea brasiliensis* and *Cupressus* decomposed by *Gloeophyllum striatum* using CP /MAS 13C NM R and HPLC techniques. *Journal of Tropical Forest Science* 22(2):184-196.

Orwa, C., A. Mutua, R. Kindt, R. Jamnadass y A. Simons. 2009. Agroforestree Database: a tree reference and selection guide version 4.0. Consultado 12/10/2013. http://www.worldagroforestry.org/af/treedb/.

Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para identificación de las principales especies. 3ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica. México. 523 p.

Pettersen, R.C. 1984. The chemical composition of wood. *In*: R.M. Rowell, ed. The chemistry of solid wood. ACS Advances in Chemistry Series No. 207, American Chemical Society. Washington D.C., EUA. p:57-126.

Quintana, C. 1968. Modified sulphite pulping of mixed tropical hardwoods. *In*: FAO, Pulp and Paper Development in Africa and the Near East. Conference on Pulp and Paper Development in Africa and the Near East, Cairo, 1965. Vol. I. FAO, Roma. p:383-389.

Ratnasingam, J., G. Ramasamy, F. Ioras, J. Kaner y L. Wenming. 2012. Production potential of rubberwood in Malaysia: its economic challenges. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici* 40(2):317-322.

Razali, N.M. e Y.B. Wah. 2011. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. *Journal of Statistical Modeling and Analytics* 2(1):21-33.

Rowell, R.M. 2007. Composite materials from forest biomass: A review of current practices, science, and technology. *In*: D.S. Argyropoulos, ed. Materials, chemicals, and energy from forest biomass, ACS Symposium series 954. American Chemical Society. EUA, p:76-92.

Rowell, R.M., R. Pettersen, J.S. Han, J.S. Rowell y M.A. Tshabalala. 2005. Cell Wall Chemistry. *In*: R.M. Rowell, ed. Handbook of wood chemistry and wood composites. CRC Press. Boca Raton, Florida, EUA. p:35-74.

Saidur, R., E.A. Abdelaziza, A. Demirbas, M.S. Hossaina y S. Mekhilef. 2011. A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15:2262–2289.

Sánchez M., V. 2005. Especies tropicales de rápido crecimiento y alto rendimiento para la fabricación de papel. Informe Técnico, INIFAP, Campo Experimental El Palmar. Veracruz, México. 50 p.

SAS Institute Inc. (SAS). 2000. SAS for windows (Version 9.2 for Windows). Cary, NC. EUA.

Saputra, H., J. Simonsen y K. Li. 2004. Effect of extractives on the flexural properties of wood/plastic composites. *Composite Interfaces* 11(7):515-524.

Shigematsu, A., N. Mizoue, T. Kajisa y S. Yoshida. 2011. Importance of rubberwood in wood export of Malaysia and Thailand. *New Forests* 41:179-189.

Tabachnick, B.G. y L.S. Fidell. 2013. Using multivariate statistics. 6a ed. Pearson Education, Inc. Nueva Jersey, EUA. 1024 p.

TAPPI (Technical Association of the Pulp and Paper Industry). 2006-2007. Solvent extractives of wood and pulp. T 204 cm-97. TAPPI Test Methods. Fibrous Materials and Pulp Testing. Versión CD, Atlanta, GA., EUA. 4 p.

TAPPI (Technical Association of the Pulp and Paper Industry). 2006-2007. Ash in wood, pulp, paper and paperboard: combustion at 525 °C. T 211 om-02. TAPPI Test Methods. Fibrous Materials and Pulp Testing. Versión CD, Atlanta, GA., EUA. 5 p.

TAPPI (Technical Association of the Pulp and Paper Industry). 2006-2007. Acid-insoluble lignin in wood and pulp. T 222 om-02. TAPPI Test Methods. Fibrous Materials and Pulp Testing. Versión CD, Atlanta, GA., EUA. 5 p.

TAPPI (Technical Association of the Pulp and Paper Industry). 2006-2007. Preparation of wood for chemical analysis. T 264 cm-97. TAPPI Test Methods. Fibrous Materials and Pulp Testing. Versión CD, Atlanta, GA., EUA. 3 p.

Valto, P., J. Knuutinen y R. Alén. 2012. Overview of analytical procedures for fatty and resin acids in the papermaking process. *Bioresources* 7(4):6041-6076.

Van Heiningen, A. 2007. Converting a kraft pulp mill into an integrated forest products biorefinery. *Technical Association of the Pulp and Paper Industry of Southern Africa* May:21-28.

Vanholme, R., B. Demedts, K. Morreel, J. Ralph y W. Boerjan. 2010. Lignin biosynthesis and structure. *Plant Physiology* 153:895-905.

Veerakumar, A. y N. Selvakumar. 2012. A preliminary investigation on kapok/polypropylene nonwoven composite for sound absorption. *Indian Journal of Fibre and Textile Research* 37:385-388.

Walia, K.Y., K. Kishore, D. Vasu y D.K. Gupta. 2009. Physicochemical analysis of *Ceiba pentandra* (Kapok). *International Journal of Theoretical and Applied Sciences* 1(2):15-18.

Williams, R.S. 2010. Finishing of Wood. *In*: Forest Products Laboratory. Wood handbook - Wood as an engineering material. General Technical Report FPL-GTR-190. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. p:16-1-16-39.

Yandell, B.S. 1997. Practical data analysis for designed experiments. Springer-Science and Business Media, B.V. Londres, Reino Unido. 437 p.

Yasuda, S, T. Imai, K. Fukushima y E. Hamaguchi 1998. Effect of the extractives of yellow meranti wood on the manufacture of plywood. *Holz als Roh- und Werkstoff* 56:87-89

Yusoff, M.N.M. 1994. Pulp and paper from rubberwood. *In*: Lay-Thong, H. y S. Him-Choh, eds. Rubberwood processing and utilization. Malayan Forest Records No. 39. Forest Research Institute of Malaysia. Kuala Lumpur, Malasia. p:201-206.

Zaki, J.A., S. Muhammed, A. Shafie y W.R.W. Daud. 2012. Chemical properties of juvenile latex timber clone rubberwood trees. *Malaysian Journal of Analytical Sciences* 16(3):228-234.

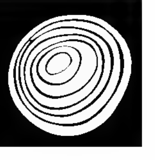
Zerpa, J., G.M. Mogollón, I. Gutiérrez G. y A.V. Aguilera. 2007. Potencial papelero de clones de *Hevea brasiliensis* procedentes del estado Amazonas, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 51(1):79-86.

Zhao, X.Q., L.H. Zi, F.W. Bai, H.L. Lin, X.M. Hao, G.J. Yue y N.W.Y. Ho. 2012. Bioethanol from Lignocellulosic Biomass. *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology* 128:25-51.

Manuscrito recibido el 14 de marzo de 2014.
Aceptado el 5 de marzo de 2015.

Este documento se debe citar como:
Honorato-Salazar, J.A., G. Colotl-Hernández, F. Apolinar-Hidalgo y J. Aburto. Principales componentes químicos de la madera de *Ceiba pentandra*, *Hevea brasiliensis* y *Ochroma pyramidale*. *Madera y Bosques* 21(2):131-146.

Madera y Bosques vol. 21, núm. 2 : 147-155 Verano 2015



Effects of Skidder on Soil Compaction, Forest Floor Removal and Rut Formation

Efecto del arrastre en la compactación y remoción de suelo y en la formación de surcos

Ahmad Solgi[1*], Ramin Naghdi[1] and Mehrdad Nikooy[1]

[1] Department of Forestry. Faculty of Natural Resources. University of Guilan. Somehsara, Guilan, Iran.

* Corresponding author. solgi_ahmad231@yahoo.com; aforestsolgi@gmail.com

Abstract

An extensive field trial was set up to examine the influence of traffic intensity (5, 10, and 15 skidding cycles) (i.e. pass back and forth on the skid trail) and skid trail slope (0-10, 10-20, and > 20)% on soil compaction, forest floor removal, and rut depth after logging. The results showed that dry bulk density and rut depth increased with the increase of traffic frequency and slope, but floor coverage decreased. Within each traffic treatment soil compaction raised with the increase of skid trail slope, so that significant differences in dry bulk density were observed between slopes lower than 20% and those greater than 20%. Bulk density has become quite close to the critical value after 15 cycles. We observed soil rutting on the treatments started with 10 cycles. Soil disturbance increased significantly on slopes with less than 20% inclination with a dry bulk density of 1.157 g cm^{-3} after 5 cycles compared to 0.923 g cm^{-3} on slopes lower than 10%. In addition the litter mass on the treatments with 10 cycles and slopes greater than 20% (386.586 kg ha^{-1}) was significantly lower ($p < 0.05$) than treatments with 15 cycles and slopes lower than 10% (545.382 kg ha^{-1}). Data suggest that disturbance increased earlier in the steep treatments than in less sloping conditions. The dramatic increase of soil disturbance on treatments with slopes greater than 20% may be associated with increasing load on the rear axle combined with slipping on steep slope trail.

Key words: bulk Density, Litter Mass, Rutting, Soil Disturbance, Skid Trail Slope.

Resumen

Se realizó un extenso estudio de campo para examinar la influencia de la intensidad de tráfico (5, 10 y 15 ciclos de arrastre) (es decir, pasar de ida y vuelta en la pista de arrastre) y de la pendiente del terreno de arrastre (0-10, 10-20 y más de 20)% en la compactación del suelo, remoción suelo del bosque y la profundidad de la huella después de la tala. Los resultados mostraron que la densidad de masa seca y la profundidad de las raíces se incrementan conforme lo hacen la frecuencia del tráfico y la pendiente y que la cobertura de suelo disminuyó. Dentro de cada tratamiento de tráfico, la compactación del suelo aumentó con el incremento de la pendiente del terreno, se observaron diferencias significativas en la densidad aparente seca entre la pendiente menor a 20% y la mayor a 20%. La densidad aparente se acerca a su valor crítico después de 15 ciclos. Se observó la formación de surcos en el suelo en los tratamientos de 10 ciclos. La perturbación del suelo aumentó significativamente en las pendientes con más de 20% de inclinación, con una densidad seca aparente de 1,157 g cm^{-3} después de 5 ciclos en comparación con 0,923 g cm^{-3} en pendientes menores a 10%. Se observó que la masa de desechos vegetales (hojarasca) en el suelo en los tratamientos con 10 ciclos y laderas de más de 20% (386.586 kg ha^{-1}) fue significativamente más baja ($p <0,05$) que en los tratamientos con 15 ciclos y laderas de menos de 10% (545,382 kg ha^{-1}). Los datos sugieren que la perturbación se incrementa primero en los terrenos empinados que en aquellos con menor inclinación. El considerable aumento de la perturbación del suelo en los tratamientos con pendientes de más 20% puede estar asociado con el aumento de la carga en el eje trasero combinado con el deslizamiento sobre el terreno empinado.

Palabras clave: densidad a granel, hojarasca, huella de las llantas, perturbación del suelo, pendiente del terreno.

Introduction

The use of heavy machinery to perform forestry activities such as logging has increased worldwide during the last decades. However, these machines may seriously influence the soil ecosystem as they induce rutting of the upper soil layers, and soil compaction (Najafi and Solgi, 2010; Ampoorter *et al.,* 2011). The most significant changes have been shown to occur in soil surface layers which can restrict the movement of air and water into soil layers (Rab, 1994; Botta *et al.,* 2006). Undisturbed forest soils have high macroporosity and low soil bulk density and are easily compacted by logging machinery (Lacey and Ryan, 2000). Compaction involves a rearrangement and packing of the solid particles of the soil closer together, resulting in an increase in the bulk density. When dry bulk density increased, the reduction in total porosity (McNabb *et al.,* 2001; Frey *et al.,* 2009; Najafi *et al.,* 2009; Solgi and Najafi, 2014), tree height, diameter and volume growth (Tan *et al.,* 2006; Zhao *et al*., 2010) will be often observed. The effects of soil compaction can persist in a forest soil for several decades depending on soil texture, machine activity, soil water content, and other soil conditions at the time of harvesting (Kozlowski, 1999; Demir *et al.,* 2007; Ezzati *et al.,* 2012).

Apart from compaction, one of the major deficiencies also caused by the skid roads is loss of organic matter from the forest floor and aboveground level (Demir *et al*.; 2007). Mixing and/or removal of litter and soil may change the physical, chemical or biological properties of a soil. Organic material retention can significantly increase microbial biomass due to increased carbon availability for microbial metabolism (Mendham *et al.,* 2002). Forest floor removal increased the mean temperature in the mineral soil during the growing season (Tan *et al.,* 2005). One of the first visible signs that the soil is being harmed by vehicle traffic is excessive deformation of the trafficked area or rutting. Rutting often occurs when traffic is applied to soil when it is in a compactable condition. Ruts may also become channels for superficial water flow and thus cause erosion since the infiltration of rainwater is reduced (Startsev and McNabb, 2000).

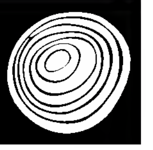
The degree to which a forest soil is compacted by mechanized logging depends on several variables and characteristics, typical of the forest site (soil texture, soil organic matter content, slope), season (soil water content, soil temperature) or the harvesting activity itself (machine type, machine mass, traffic intensity) (Ampoorter *et al.,* 2010; Naghdi and Solgi, 2014). The number of machine passes is a factor that significantly influences the degree of soil damage. Several authors (eg. Ampoorter *et al*., 2007; Jamshidi *et al.,* 2008; Najafi *et al.,* 2010) have studied the impacts of the frequency of vehicle passes on soil compaction. These studies showed that most compaction occurs during the first few passes of a vehicle. Subsequent passes have less, but may increase density levels and reduce non-capillary porosity to critical levels for tree growth (McNabb *et al.,* 1997).

During skidding on the steep terrain, a given load gets uneven weight balance on the axles (usually rear axle) and increases soil disturbance (Najafi *et al.,* 2010). Krag *et al.* (1986) and Najafi *et al.* (2009) found that during timber harvesting slope steepness had a stronger effect on soil disturbance so that disturbance was greater on slopes > 20% than on slopes < 20%. The extent of the severe disturbance from ground based harvesting systems varies due to slope although; the effects of slope on soil disturbance have received less attention. Here we assess the physical properties of soil from ground based harvesting systems on different traffic intensity over three slope classes (< 10, 10-20, and over 20)%.

Material and methods

Site description

The study area – Tehran University Forestry Experiment Station, located in a temperate forest in North of Iran, between 36° 31' 56" N and 36° 32' 11" N latitudes and 51° 47' 49" E and 51° 47' 56" E longitudes, is dominantly covered with *Fagus orientalis* and *Carpinus betulus* stands. Canopy cover has been estimated as 0.75, average diameter 35 cm, average height 22 m, and stand density 185 trees/ha. Elevation is approximately 850 m above sea



level with a north aspect. The average annual rainfall recorded at the closest national weather station about 20 km distant from the research site is 860 mm. The maximum mean monthly rainfall of 120 mm usually occurs in October, while the minimum rainfall of 25 mm occurs in August. The mean annual temperature is 15 °C, with lowest values recorded in February. At the study site, the selection silvicultural system was applied as a combination of group selection and single tree selection. Harvesting operation was performed by hand-felling and processing, followed by transportation to the roadside by a ground-based skidding system. The rubber-tired skidder was used to extract 3 m to 4 m long logs on drivable terrain of up to 35 percent slope. Records show that 1500 m^3 timbers were skidded in October, 2012 and immediately thereafter the current study was conducted. At the time of skidding, weather conditions had been dry with the average soil moisture content of 23%. The soil had not been driven on before the experiment.

The machine used was the 4WD Timberjack 450C rubber-tired skidder, weighing 11.4 t without load (axle weight proportion 55% on the front to 45% on the rear axle). The skidder was equipped with the engine model 6BTA5.9 (engine power of 177 PS) and was fitted with tires the size of 24.5–32 inflated to 220 kPa (Fig. 1).

Experimental design and data collection

A skid trail of 4 m wide, which ran parallel to the slope, was selected for the experiments. The skid trail passing through the stand in the south–north direction has been used recently. The impacts of skidding on the surface soil layer (0 cm - 10 cm depth) were examined using dry bulk density, forest floor removal and rut depth in comparison to the undisturbed area at the different levels of slope and traffic. Nine treatments were imposed on skid trail, where the experimental variables were traffic frequency of 5, 10, and 15 skidder passes (one empty and one loaded pass) and slope of gentle (< 10%), moderate (10% - 20%) and steepness (> 20%) in the same tracks, with 5 m wide buffer zones between plots to avoid interactions. Plots were replicated three times, so a total of 27 plots with 10 m long by 4 m wide were delineated prior to skidding on skidder route of 600 m length. In a given plot, samples were taken along four randomized lines across the wheel track perpendicular to the direction of travel with 2 m buffer zone between lines to avoid interactions. At three different points of each line (left track LT, between track BT and right track RT) one sample was taken from the forest floor and 0 cm - 10 cm soil (Fig. 2).

Forest floor samples were taken by collecting the entire forest floor of 1 m^2 soil surface. The soil samples



Figure 1. Rubber-tired skidder (Timberjack 450C) used in logging operations in a mountain forest of Iran.

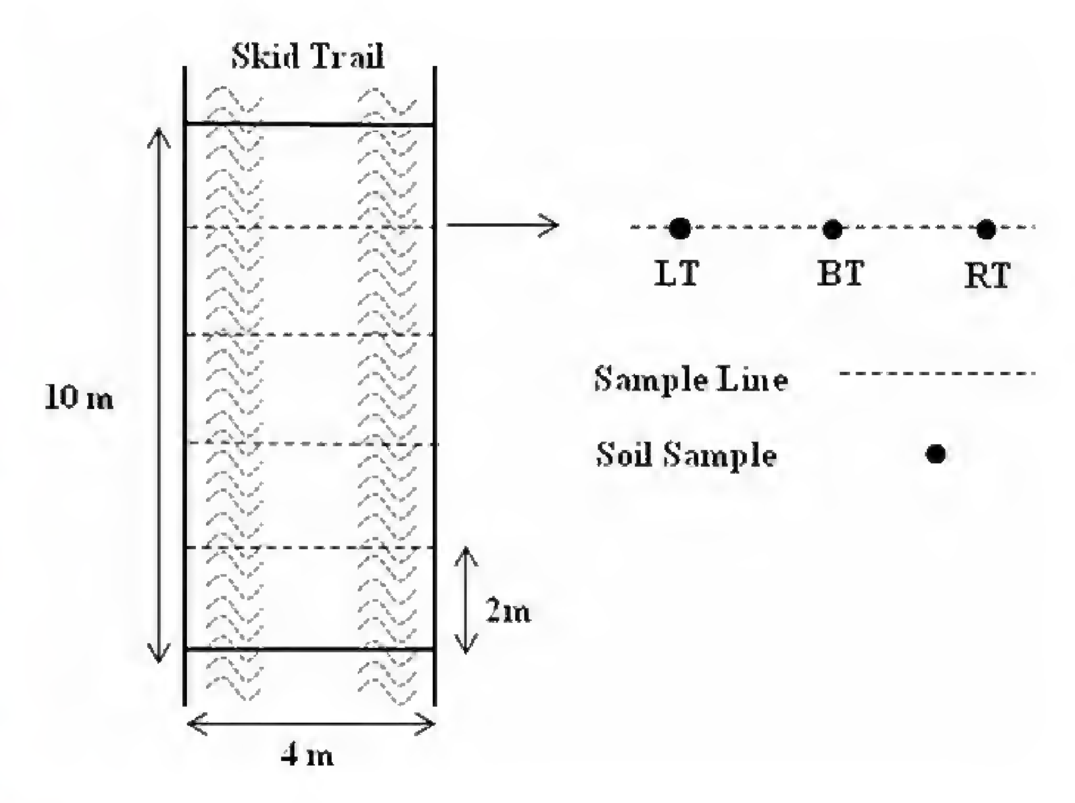


Figure 2. Sketch of the treatment set-up with the location of the sample lines within the plot.

were collected from the depth interval 0 cm - 10 cm with a soil hammer and rings (diameter 5 cm, length 10 cm). Samples were put in polyethylene bags and were labeled. Collected samples, brought to the laboratory from the research area, were promptly weighed (soil samples). Soil and forest floor samples were dried in an oven under 105 °C (24 h) and 65 °C (48 h), respectively. Soil texture in the laboratory was determined based on particle size analysis using the Bouyoucos hydrometer method (Kalra and Maynard, 1991).

Ruts of at least 5 cm deep from the top of the mineral soil surface and 2 m long were sampled. Rut depth was measured using a profile meter consisting of a set of vertical metal rods (length 500 mm and diameter 5 mm), spaced at 25 mm horizontal intervals, sliding through holes in a 1 m long iron bar. The bar was placed across the wheel tracks perpendicular to the direction of travel and rods positioned to conform to the shape of the depression (Najafi *et al.*, 2009). Rut depth was calculated as the average depth of 40 reads on the 1 m bar (Fig. 3).

An analysis of variance (ANOVA) was carried out on the data and means were analyzed by Duncan's multiple range tests utilizing the SPSS 11.5.

Results

Dry bulk density and forest floor mass were measured as 0.815 g cm^{-3}, 3264.72 kg ha^{-1}, and soil texture was found Clay-Loam along the general harvesting area (Table 1).

Bulk density

Soil compaction clearly increased with the increasing of slope in a specific traffic. There were significant ($p < 0.05$) differences between treatments with slope of < 20% and those with slope of > 20% (Table 2).

For instance, difference between average dry bulk density on the treatments with 5 cycles and slopes of > 20% (1.157 g cm^{-3}) and those of treatment with 5 cycles

Table 1. Soil texture classes at a depth of 0 cm - 10 cm. The range of particle size was < (0.002, 0.002 - 0.05 and 0.05 – 2.0) mm for clay, silt, and sand, respectively.

Soil particle distributions (g 100 g^{-1})			
Clay	Silt	Sand	Soil texture
32	38	30	Clay Loam

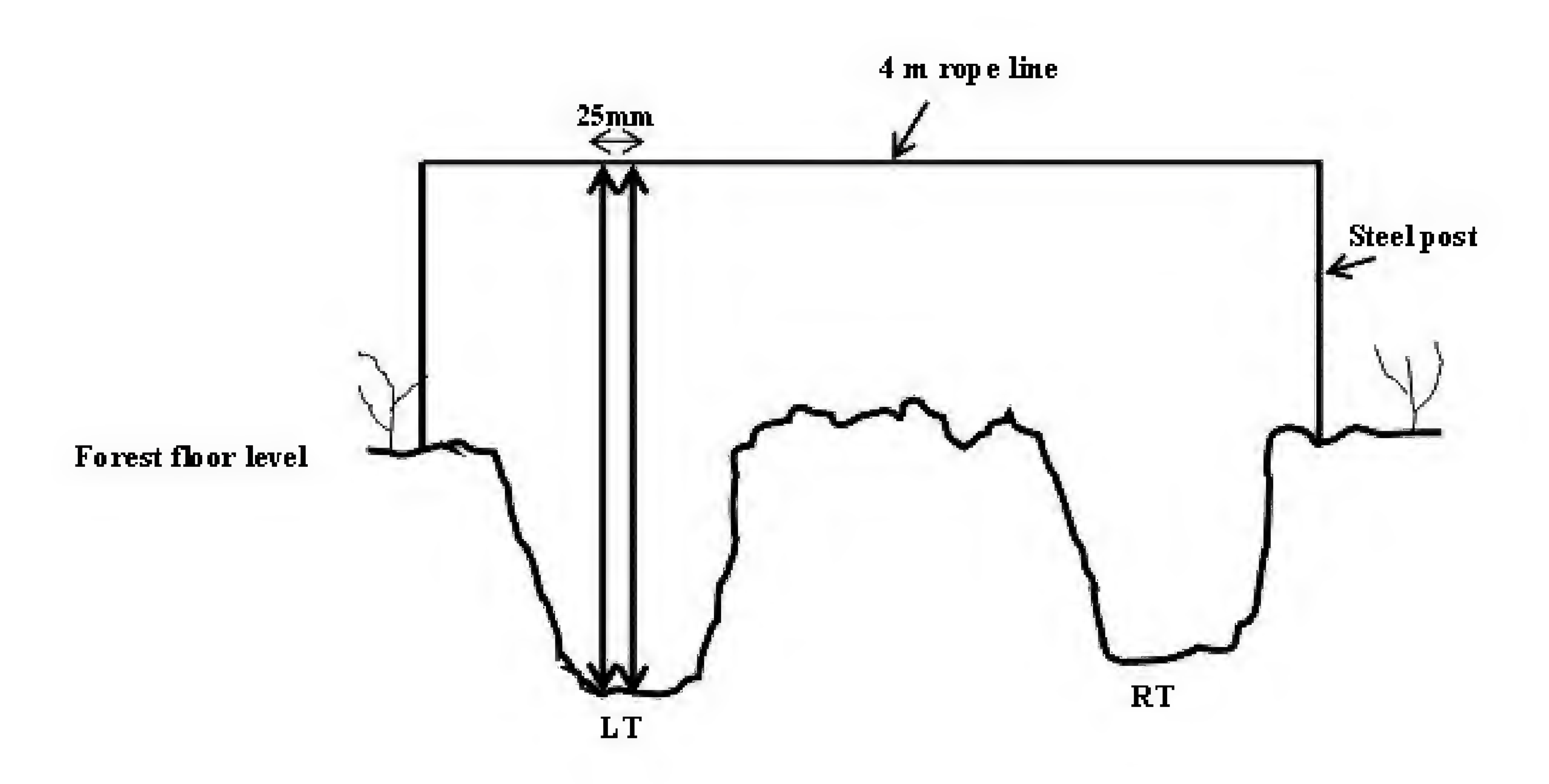


Figure 3. Illustration of the technique used for rut depth measurement. LT, left rack trail; RT, right rack trail.

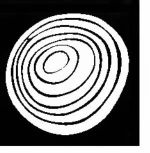


Table 2. Effect of skid trail slope on dry bulk density (g cm^{-3})

Passes	Slope (%)		
	(0-10)	(10-20)	(> 20)
5	0.923 ^{b}	0.942 ^{b}	1.157 ^{a}
10	1.114 ^{b}	1.137 ^{b}	1.258 ^{a}
15	1.219 ^{b}	1.283 ^{b}	1.405 ^{a}

Table 3. Effect of traffic frequency on forest floor (kg ha^{-1})

Slope (%)	Passes		
	5	10	15
(0-10)	2665.68 ^{a}	1203.65 ^{b}	545.38 ^{c}
(10-20)	1755.73 ^{a}	754.39 ^{b}	286.64 ^{c}
(> 20)	1248.02 ^{a}	386.58 ^{b}	0 ^{c}

and slopes of < 10% (0.923 g cm^{-3}) was significant ($p < 0.05$). Depending on the traffic, considerable differences were found between treatments with regard to soil bulk density. Average soil bulk density on the skid trail has been measured as minimum 0.923 g cm^{-3} to maximum 1.405 g cm^{-3} and 0.815 g cm^{-3} in the undisturbed area. Dry bulk density reached 42% of the maximum obtained density in surface soils only after 5 cycles and increased with the increasing of traffic intensity (Fig. 4).

Forest floor

Forest floor removal in the skid trail occurred during the process of log removal and was highly variable in spatial extent and severity. Forest floor removal on skid trail ranged from a 19% decline of the forest floor (5 passes and slope of < 10%) to complete removal of the forest floor (20 passes and slope of > 20%) and both masses (Table 3) were significantly different ($P < 0.05$) from that of undisturbed area (3267.53 kg ha^{-1}).

In a given traffic, the lowest Forest floor mass was observed on the slope of > 20% (Fig. 5). Forest floor mass was significantly lower with 10 passes and slope of > 20% (386.586 kg ha^{-1}) compared with 15 passes and slope of < 10% (545.382 kg ha^{-1}). Forest floor mass also decreased with the increase of skidder traffic frequency (Table 3). Forest floor removal was affected significantly by number of skidder passes and slope ($P < 0.05$), but the interaction between those on and forest floor removal was not significant ($P > 0.05$).

Rut depth

The results showed that rut depth began by 10 passes and significantly ($P < 0.05$) was affected by the skid trail slope. The greatest rut depth (38.32 cm) was measured when the skidder passed 15 times on the trail with the slope of > 20%. Rut depths were significantly deeper for the steep slopes than the gentle slopes regardless of traffic intensity (Fig. 6).

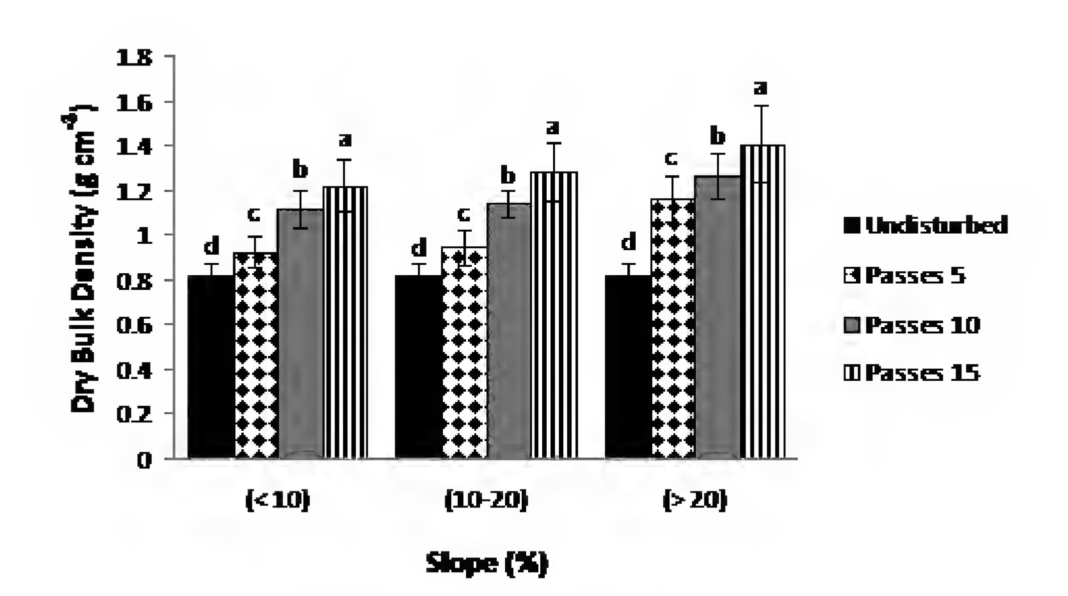


Figure 4. Effect of traffic frequency on dry bulk density (g cm^{-3})

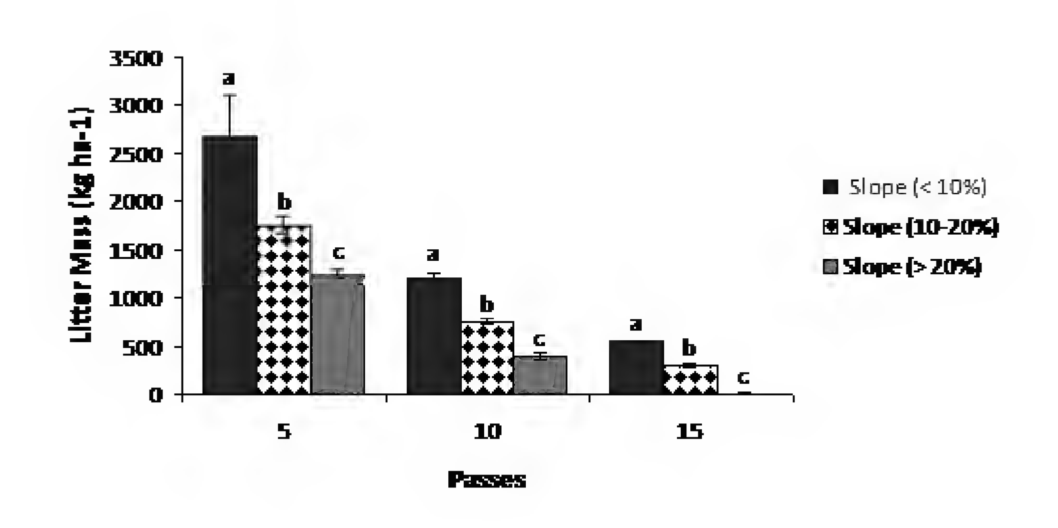


Figure 5. Effect of skid trail slope on litter mass (kg ha^{-1}).

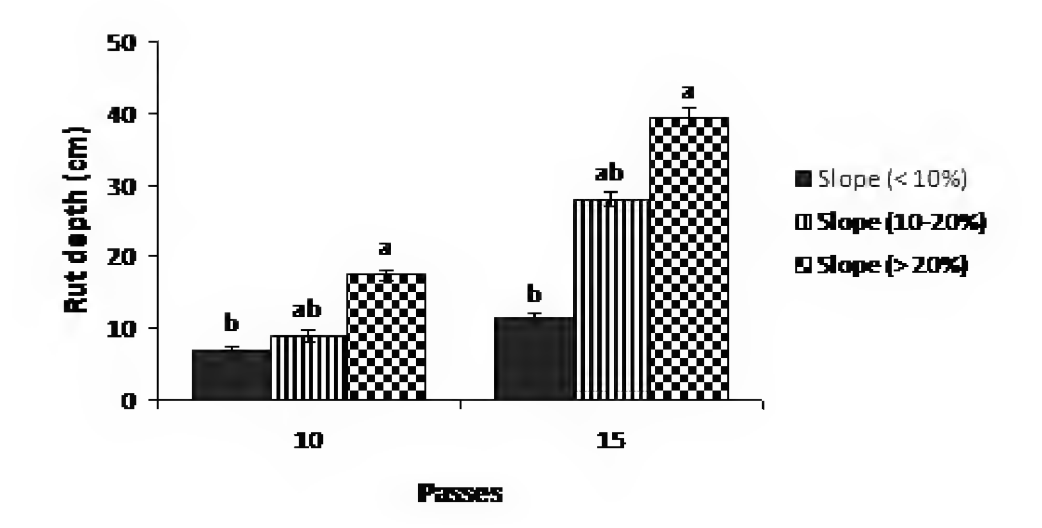


FIGURE 6. Effect of skid trail slope on rut depth (cm).

Discussion

Bulk density

Ground-based skidding operations that transfer the weight of the machinery and its load logs onto a small soil surface area result in unavoidable soil disturbances, such as increased soil compaction and reduced soil porosity (Greacen and Sands, 1980). Although it has been well established that the magnitude of adverse soil disturbances depend on a variety of factors, such as the soil type, the terrain, the type of harvesting machinery employed, the weather conditions during the skidding conditions, and the expertise and care employed by the equipment operators used (e.g., Najafi *et al.*, 2009; Naghdi and Solgi, 2014; Solgi and Najafi, 2014). The average bulk density of the undisturbed soil at soil depths of 10 cm was about 0.815 g cm^{-3}. The average percentage of increasing in bulk density from undisturbed soil to the fifth, tenth, and fifteenth trips was 42%, 54%, and 72%, respectively. Dry bulk density has been affected by traffic intensity and trail slope. Soil was compacted faster on treatments of > 20% than those of < 20% (Table 2). There was no significant difference between treatments 5 passes and slope of > 20% and those 10 passes and slope of < 10% from a bulk density point of view. The strong effect of increasing slope of the skid trail on rates of dry bulk density increases that are faster on steeper slopes for the same number of equipment passes has also been observed in previous studies (Najafi *et al.*, 2009; Naghdi *et al.*, 2010). The increase of bulk density in the higher trail slope may be associated with the lower speed of skidders on slope steepness trail. When a skidder passes slower because of slope steepness, top soil vibrated more and consequently, got more complicated with the comparison of gentle slope trails. Furthermore, when logs were pulled on steep slope trails, usually the rear axle got more load and induced more pressure to soil compared with lower slope trails. Uneven load distribution caused slipping on the steep slope trail due to reduction of rear wheel radius. More pressure, slipping and lower speed dramatically increased soil disturbance on the steep slope trail (Najafi *et al.*, 2009). The studies of Davies *et al.* (1973) and Raghaven *et al.* (1977) identified wheel slip on agricultural tractors as causing significant compaction, and wheel slip from forest vehicles should therefore contribute to compaction.

Most of the compaction, expressed as bulk density increase, thus takes place during the initial passes. As can be noticed in figure 4, strong increases in bulk density (42%) for skid trails already appears after 5 passes of the skidder. Our results are in accordance with the results of Ampoorter *et al.* (2007) who found that bulk density increases more gradually with 50% of the total impact occurring after 3 passes. Bulk density between 1.40 g cm^{-3} and 1.55 g cm^{-3} is considered as the critical level at which plant roots cannot penetrate into soils with light and medium texture (Kozlowski, 1999). Our results showed that bulk density is drawing quite close to the critical level after 15 cycles (Table 2).

Forest floor

The undisturbed area's forest floor biomass was about three times higher than that of the skid trails' forest floor (284 kg ha^{-1} and 982 kg ha^{-1} respectively; see Table 3). The differences of forest floor weight are significant, even at the same traffic frequency under different levels of slope (Fig. 5). This shows that during skidding, slope steepness has a strong effect on the forest floor removal. Weight of forest floor decreased with the increasing of



traffic frequency (Table 3). Less forest floor on the skid trail shows that the forest floor has been moved out by skidding. The skidder power decreases with the increasing of trail slope, especially slopes of greater than 20%. So when heavy logs are skidded, wheels spin and the skidder travels more slowly. Spinning, digging and slipping may mix mineral soil and litter resulting in increasing of displacement, rutting and decreasing of litter mass. In addition, some of the trees along the skidding trail had been cut during the opening of the trail to ensure easy transportation and skidding of the harvested timbers. The removal of trees would have resulted in a lower tree density along the skid trails compared with the undisturbed area, and this lower tree density could also have decreased the forest floor biomass (Demir *et al.*, 2007). Impact of skidding operations on the forest floor characteristics have been shown to be similar results by many researchers (Jurgensen *et al.,* 1997; Ballard, 2000; Arocena, 2000; Demir *et al.,* 2007).

Rut depth

Rut depths were significantly ($P < 0.05$) correlated with changes in skid trail slope. However, rutting was similar between the low and medium slopes as it was between medium and steep slopes. Positive correlation between rut depth and traffic frequency was in accordance with Eliasson (2005) and Botta *et al.* (2006). The fact that no significant effect of 5 passes was found on rutting could partly be explained by low water content on the day when traffic was applied. Rutting and rut depth are typically positively correlated with the soil moisture content at the time of harvest (McCurdy *et al.*, 2004; Najafi *et al.*, 2009). In fact, timing that logging and skidding relative to soil moisture content is an important determinant of soil disturbance and rutting, with higher levels of disturbances found when areas are harvested during wet weather than during dry weather (Aust *et al.*, 1998; McIver and Starr, 2001). Rut depth is a measure of severity of traffic or soil disturbance and the deeper the rut, presumably the more severely the soil is disturbed (Heninger *et al.*, 2002).

Conclusions

This study was conducted with the overall objective of characterizing the effects of skidder passes and skid trail slope on bulk density, litter mass and rut depth. Compaction of soil with the impact of skidding has caused increase in bulk density rates on the skid road (Demir *et al.,* 2007). As compaction increased, the rates of total porosity decreased. When soil is compacted, total porosity is reduced at the expense of the large voids. There is a positive relationship between soil compaction by skid trail slope and passes. Therefore, the hypothesis that skid trail slope and skidder passes affects on dry bulk density, litter mass and rut depth was supported. The effect of trail slope on disturbance is in agreement with Botta *et al.* (2006), Najafi *et al.* (2009) and Solgi *et al.* (2013). Successful planning of skidding operations to minimize soil compaction will depend on knowledge of the distribution of soils in the area to be managed, coupled with knowledge on the response of each soil to compactive effort. There is a clear need to better understand the relationship between the forest soils and their susceptibility to soil disturbance from harvesting equipment.

Within the limits of experimental conditions, the following conclusions can be drawn and therefore be applied for proper harvesting and management of forest ecosystems:

- Bulk density, forest floor removal, and rut depth were significantly affected by skid trail slope and traffic intensity.
- Only on high frequencies (10 passes and over) of skidder, rut can occur.
- Skidding should be limited on slopes lower than 20%.

References

Ampoorter, E., R. Goris., W.M. Cornelis and K. Verheyen. 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* 241(1-3):162-174.

Ampoorter, E., L. Van Nevel., M. Hermy and K. Verheyen. 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compac-

tion. *Forest Ecology and Management* 260(10):1664–1676.

Ampoorter, E., P.D. Frenne., M. Hermy and K. Verheyen. 2011. Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 12(5):394–402.

Arocena, J.M. 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments. *Forest Ecology and Management* 133(1-2):71–80.

Aust, W.M., J.A. Burger., E.A. Carter., D.P. Preston and S.C. Patterson. 1998. Visually determined soil disturbance classes used as indices of forest harvesting disturbance. *Southern Journal of Applied Forestry* 22(4):245-250.

Ballard, T.M. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133(1-2):37–42.

Botta, G.F., D. Jorajuria, H. Rosatto and C. Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil and Tillage Research*. 86(1):9–14.

Davies, D.B, J.B. Finey and S.J. Richardson. 1973. Relative effects of tractor weight and wheel-slip in causing soil compaction. *Soil Science* 24(3):401–409.

Demir, M., E. Makineci and E. Yilmaz. 2007. Investigation of timber harvesting impacts on herbaceous cover, forest floor and surface soil properties on skid road in an oak (*Quercus petrea L.*) stand. *Building and Environment* 42(3):1194-1199.

Eliasson L. 2005. Effects of forwarder tyre pressure on rut formation and soil compaction. *Silva Fennica* 39(4):549–557.

Ezzati, S., A. Najafi., M.A. Rab and E.K. Zenner. 2012. Recovery of soil bulk density, porosity and rutting from ground skidding over a 20-year period after timber harvesting in Iran. *Silva Fennica* 46(4):521–538.

Frey, B., J. Kremer., A. Rüdt., S. Sciacca., D. Matthies and P. Lüscher. 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. E*uropean Journal of Soil Biology* 45(4):312–320.

Greacen, E.L. and R. Sands. 1980. Compaction of forest soils. A review. *Australian Journal of Soil Research* 18(2):163-189. Heninger, R., W. Scott., A. Dobkowski, R. Miller., H. Anderson and S. Duke. 2002. Soil disturbance and 10-year growth response of coast Douglas-fir on non tilled and tilled skid trails in the Oregon Cascades. *Canadian Journal of Forest Research* 32(2):233–246.

Jamshidi, R., D. Jaeger, N. Raafatnia and M. Tabari. 2008. Influence of two ground-based skidding systems on soil compaction in diff erent slope conditions. *International Journal of Forest Engineering* 19(1):9–16.

Jurgensen, M.F., A.E. Harvey., R.T. Graham., D.S. Page-Dumroese., J.R. Tonn., M.J. Larsen and T.B. Jain. 1997. Impacts of timber harvesting on soil organic matter, nitrogen, productivity, and health of inland northwest forests. *Forest Science* 43(2):234–251.

Kalra, Y.P. and D.G. Maynard. 1991. Methods and Manual for Forest Soil and Plant Analysis. Forestry Canada, Re NOR-X-319. Northern Forestry Center.

Krag, R., K. Higgingbotham and R. Rothwell. 1986. Logging and soil disturbance in southeast British Columbia. *Canadian journal of Forest Research* 16(6):1345–1354.

Kozlowski, T.T. 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14(6):596–619.

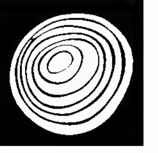
Lacey, S.T. and P.J. Ryan. 2000. Cumulative management impacts on soil physical properties and early growth of *Pinus radiata*. *Forest Ecology and Management* 138(1-3):321–333.

McCurdy, D., B. Stewart., P. Neily., E. Quigley and K. Keys. 2004. Post-harvest soil disturbance and permanent structure survey. Ecosystem Management Group Forest Management Planning. Nova Scotia Department of Natural Resources. 17 p.

McIver, J.D. and L. Starr. 2001. A literature review on the environmental effects of postfire logging. *Western Journal of Applied Forestry* 16(4):159–168.

McNabb, K.L., M.S. Miller., B.G. Lockaby., B.J. Stokes., R.G. Clawson., J.A. Stanturf and J.N.M. Silva. 1997. Selection harvest in Amazonian rainforest: long-term impacts on soil properties. *Forest Ecology and Management* 93(1-2):153-160.

McNabb, D.H., A.D. Startsev and H. Nguyen. 2001. Soil wetness and traffic level effects on bulk density and air-filled



porosity of compacted boreal forest soils. *Soil Science Society America Journal* 65(4):1238–1247.

Mendham, D.S., K.V. Sankaran., A.M. O'Connell and T.S. Grove. 2002. Eucalyptus globules harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 34(12):1903–1912.

Naghdi, R., I. Bagheri and R. Basiri. 2010. Soil disturbances due to machinery traffic on steep skid trail in the north mountainous forest of Iran. *Journal of Forestry Research* 21(4):497-502.

Naghdi, R. and A. Solgi. 2014. Effects of skidder passes and slope on soil disturbance in two soil water contents. *Croatian Journal of Forest Engineering* 35(1):73-80.

Najafi, A., A. Solgi and S.H. Sadeghi. 2009. Soil disturbance following four wheel rubber skidder logging on the steep trail in the north mountainous forest of Iran. *Soil and Tillage Research* 103(1):165–169.

Najafi, A., A. Solgi and S.H. Sadeghi. 2010. Effects of skid trail slope and ground skidding on soil disturbance. *Caspian Journal of Environmental Science.* 8(1):13-23.

Najafi, A. and A. Solgi. 2010. Assessing site disturbance using two ground survey methods in a mountain forest. *Croatian Journal of Forest Engineering* 31(1):47-55.

Rab, M.A. 1994. Changes in physical properties of a soil associated with logging of *Eucalyptus regnan* forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 70(1-3):215-229.

Raghavan, G.S.V., E. McKyes and B. Beaulieu. 1977. Prediction of clay soil compaction. *Journal of Terramechanics* 14(1):31–38.

Solgi, A., A. Najafi and H. Sam Daliri. 2013. Assessment of Crawler Tractor Effects on Soil Surface Properties. *Caspian Journal of Environmental Science* 11(2):185-194.

Solgi, A. and A. Najafi. 2014. The impacts of ground-based logging equipment on forest soil. *Journal of Forest Science* 60(1):28–34.

Solgi, A., A. Najafi and S.H. Sadeghi. 2014. Effects of traffic frequency and skid trail slope on surface runoff and sediment yield. *International Journal of Forest Engineering* 25(2):171-178.

Startsev, A.D. and D.H. McNabb. 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 80(4):617–624.

Tan, X., X.C. Scott and R. Kabzems. 2005. Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study. *Forest Ecology and Management* 217(2-3):158–170.

Tan, X., R. Kabzem and S.X. Chang. 2006. Response of forest vegetation and foliar δ13C and δ15N to soil compaction and forest floor removal in a boreal aspen forest. *Forest Ecology and Management* 222(1-3):450-458.

Zhao, Y., M. Krzic., C.E. Bulmer., M.G. Schmidt and S.W. Simard. 2010. Relative bulk density as a measure of compaction and its influence on tree height. *Canadian Journal of Forest Research* 40:1724–1734.

Manuscript received on July 26th 2014.
Accepted on June 6th 2015.

This paper must be cited as:
Solgi, A., R. Naghdi and M. Nikooy. 2015. Effects of skidder on soil compaction, forest floor removal and rut formation. *Madera y Bosques* 21(2):147-155.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **2 : 159-164** Verano **2015**



Extractos crudos de *Magnolia schiedeana* Schltdl. para el control de bacterias fitopatógenas

Crude extracts of *Magnolia schiedeana* Schltdl. for the control of phytopathogenic bacteria

Thalía Ramírez-Reyes[1*], Norma Flores-Estévez[1], Mauricio Luna-Rodríguez[2], Juan Carlos Noa-Carrazana[1], Lázaro R. Sánchez-Velásquez[1] y Ángel Trigos-Landa[2].

[1] Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

[2] Laboratorio de Alta Tecnología de Xalapa. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

*Autor de correspondencia. tiramirez1906@gmail.com

Resumen

Se evaluó el efecto bactericida de extractos crudos de diferentes tejidos de *Magnolia schiedeana* sobre las bacterias fitopatógenas *Pectobacterium carotovorum* y *Pseudomonas cichorii*. Los tejidos estudiados fueron polifolículo, semilla, corteza (proveniente de especímenes adultos y de especímenes jóvenes), flor y hoja (proveniente de especímenes adultos y de especímenes jóvenes), utilizando como disolventes acetato de etilo y de etanol. Los efectos bactericidas de los extractos fueron comparados con el efecto de un antibiótico comercial (tetraciclina, 5 µg/µl). Los extractos que mostraron inhibición bacteriana fueron, el obtenido con acetato de etilo a partir de tejido floral, el cual no igualó la inhibición del antibiótico comercial sobre *P. cichorii* ($p < 0.001$) y el extracto etanólico floral, que inhibió el crecimiento de *P. carotovorum* en la misma proporción que el antibiótico ($p = 0.079$).

Palabras clave: bacterias fitopatógenas, fenología, magnolia, *Pectobacterium carotovorum, Pseudomonas cichorii.*

Abstract

Bactericidal effect was assessed in crude extracts of different tissues of *Magnolia schiedeana* about the phytopathogenic bacteria *Pectobacterium carotovorum* and *Pseudomonas cichorii*. The tissues studied were polifolicule, seed, bark (obtained from adult specimens and young specimens), flower and leave (from both adult and young specimens as well), using as solvents ethyl acetate and ethanol. The extracts that showed bacterial inhibition were obtained one with ethyl acetate from floral tissue, which did not equaled the inhibiting properties of a commercial antibiotic (tetracycline, 5 µg/µl) on *P. cichorii* ($p < 0.001$); and the other was floral ethanol extract that inhibited *P. carotovorum* in the same proportion as the antibiotic ($p = 0.079$).

Key words: phytopathogenic bacteria, phenology, magnolia, *Pectobacterium carotovorum, Pseudomonas cichorii.*

Introducción

La seguridad ambiental se ha convertido en una gran preocupación para muchos países debido, entre otros aspectos, al empleo de agroquímicos, los cuales pueden causar daños ambientales severos, tanto al suelo y animales, como a la salud humana, provocando distintos tipos de cánceres, linfomas, asma, dermatitis alérgica, enfermedades respiratorias, malformaciones congénitas, entre otras (Zúñiga *et al.*, 2007; Teng *et al.*, 2010). Aunado a ello, el incremento de multirresistencia en organismos fitopatógenos está impulsando la búsqueda de nuevos agentes biocidas de fuentes alternativas, destacando entre estos a las plantas medicinales (Roy *et al.*, 2010; Vukovic *et al.*, 2007).

Las magnolias han sido ampliamente utilizadas en la medicina tradicional oriental; especies como *Magnolia officinalis, M. obovata, M. grandiflora* y *M. liliflora* presentan actividades antibacterial y antifúngica, por contar con una amplia variedad de compuestos biológicamente activos obtenidos de tejidos como corteza, raíz, hojas, flores y semillas, destacando los fenilpropanoides magnolol y honokiol (Bae *et al.,* 1985; Song y Fischer, 1999; Wang *et al.,* 2000). Pocos estudios han demostrado la capacidad antibacteriana de las especies de magnolia endémicas de México. Recientemente, Jacobo-Salcedo *et al.* (2011), observaron que extractos etanólicos de semilla de *M. dealbata* presentaron efectos antimicrobianos sobre la bacteria fitopatógena *Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis*, así como en algunas cepas de bacterias y hongos patógenos de humanos.

Otra especie endémica de México es *Magnolia schiedeana* Schltdl, un árbol perenne y de reproducción anual que habita en el bosque mesófilo de montaña y en el bosque caducifolio; esta especie se restringe a 14 poblaciones dispersas, catalogándose así como especie amenazada (Cicuzza, 2007; Dieringer y Espinoza, 1994; Newton *et al.,* 2008; Vázquez, 1994). Aunque poco estudiada, *M.* schiedeana cuenta con información sobre aspectos ecológicos en torno a su conservación, sin embargo escasos estudios abordan su aprovechamiento en fitosanidad, tal como ocurre con otras especies de magnolia (Jacobo-Salcedo *et al.,* 2011; Mori *et al.,* 1997). No hay información sobre sus propiedades antimicrobianas, ni el estado fenológico de la planta o la posible influencia de los periodos estacionales sobre dichas propiedades.

Objetivos

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto antimicrobiano de extractos crudos de diferentes tejidos de individuos jóvenes y adultos de *M. schiedeana* y el posible efecto de las estaciones del año, sobre el desarrollo *in vitro* de las bacterias fitopatógenas *Pectobacterium carotovorum* y *Pseudomonas cichorii.*

Materiales y métodos

Muestras vegetales

El material vegetal de *Magnolia schiedeana* se colectó en el Área Natural Protegida de "La Martinica", Banderilla, Veracruz, México (19º 35' N, 95° 56' O). Se evaluó la influencia del estado fenológico sobre la actividad antimicrobiana de extractos crudos, para lo cual se tomaron muestras aleatorias de diez individuos sin estructuras reproductivas, con diámetro a la altura del pecho (DAP) menor a 10 cm y altura menor a 1.5 m, considerados jóvenes; así como diez individuos que contaron con estructuras reproductivas, DAP mayor a 10 cm y altura mayor a 1.5 m, considerados adultos. Para evaluar la influencia de los periodos estacionales sobre la actividad antibacteriana, se colectaron muestras de hoja, corteza, flor, polifolículo y semillas iniciando en otoño de 2009 hasta verano de 2010. El muestreo de hojas y corteza se realizó para los dos grupos de edad definidos.

El material vegetal se lavó con agua destilada, se pesó y almacenó a -20 °C por 5 días. Posteriormente se liofilizaron con un equipo LABCONCO y se almacenaron a -4 °C hasta su utilización.

Preparación de extractos

El material vegetal liofilizado fue triturado en una licuadora industrial (Fisher, 3BL52). Posteriormente, de cada tejido triturado se prepararon extractos crudos de acetato de etilo y de etanol (25 g de tejido y 250 ml de disolvente), los cuales se maceraron por 72 h, a una agitación de 175 min^{-1} (agitador orbital LAB-LINE). Este proceso se realizó en tres ocasiones.

Los extractos se filtraron y se concentraron a presión reducida en un evaporador rotatorio (BUCHI); los extractos fueron almacenados en frascos de vidrio a -4 °C hasta su uso.

Pruebas de actividad antibacteriana

Los organismos de prueba fueron cepas de *P. cichorii* y *P. carotovorum,* aportadas por el Laboratorio de Alta Tecnología de Xalapa, S. C. (LATEX), Xalapa, Veracruz,



México. Para su uso, los cultivos bacterianos se activaron en medio B de King a 27 °C ± 2 °C por 35 h. Para la realización de los bioensayos se utilizaron soluciones bacterianas con 1.5 x 10^8 ufc/ml, según la escala de turbidez McFarland (NCCLS, 1994).

La actividad antibacteriana de los extractos vegetales previamente obtenidos, fue evaluada por el método de difusión en disco, como se describe a continuación: Los extractos fueron resuspendidos en una porción suficiente del disolvente correspondiente; posteriormente círculos de papel de filtración media estériles (7 mm de diámetro) fueron impregnados por inmersión en cada extracto (extracto: 35 mg, un antibiótico comercial -tetraciclina, 0.325 mg-, disolventes acetato de etilo o etanol, y un disolvente como control) y dejados secar sobre un papel aluminio estéril, con la finalidad de que se volatilizara el disolvente empleado. Adicionalmente, 100 µl de solución bacteriana mezclada con 18 ml de medio B de King, fueron vaciados en cajas Petri (cinco cajas por tejido estudiado). Posteriormente, en cada caja se colocaron cuatro círculos de papel de filtración grado medio, estériles (7 mm de diámetro), uno impregnado con cada tratamiento. En total fueron cuatro tratamientos por caja, con cinco réplicas por experimento. Las cajas se incubaron a 27 °C ± 2 °C por 48 h (Pereira *et al.*, 2006; Vukovic *et al.*, 2007).

Análisis estadísticos

Para la evaluación de la capacidad antibacteriana, se registraron los diámetros de la zona de inhibición del crecimiento bacteriano alrededor de los círculos de papel. Aquellos tratamientos que no tuvieron efecto fueron eliminados del análisis. Se realizó un análisis de varianza no paramétrico de Friedman, además de comparaciones pareadas para muestras dependientes utilizando la prueba de Wilcoxon entre tratamientos y con respecto a los controles. Para ello se utilizó el software STATISTICA v.8 (StatSoft 2002 Inc. STATISTICA).

Resultados

Los extractos acéticos y etanólicos obtenidos a partir de flores de *M. schiedeana*, tejido primaveral propio de árboles adultos, tuvieron un efecto inhibitorio sobre las cepas evaluadas (Tabla 1). El resto de los extractos no mostraron inhibición sobre las bacterias de prueba, no importando el tejido vegetal, estado de desarrollo del árbol, disolvente empleado, ni la temporada del año en que se colectaron dichos materiales.

El extracto floral etanólico inhibió a *P. carotovorum* en la misma proporción que la tetraciclina (p = 0.079), mientras que *P. cichorii* no se vio afectada en su crecimiento colonial, en tanto que el extracto floral de acetato

Tabla 1. Actividad antibacteriana de extractos crudos de *Magnolia schiedeana* sobre las bacterias fitopatógenas *Pectobacterium carotovorum* y *Pseudomonas cichorii*.

	Pectobacterium carotovorum							*Pseudomonas cichorii*						
	P.	S.	CA.	CJ.	F.	HA.	HJ.	P.	S.	CA.	CJ.	F.	HA.	HJ.
	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±DS	D±SD	D±DS
AcOEt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.35±1.35	-	-
Tetraciclina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.6±0.55	-	-
Control esterilidad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EtOH	-	-	-	-	14.95±0.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tetraciclina	-	-	-	-	13.6±0.55	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Control esterilidad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

D= diámetros de la zona de inhibición (mm), incluyendo el diámetro del círculo (7 mm), DS= desviación estándar, P= polifolículo, S= semilla, CA= corteza adultos, CJ= corteza jóvenes, F= flor, HA= hoja adultos, HJ= hoja jóvenes, AcOEt= acetato de etilo, EtOH= etanol.
-No mostró actividad antibacteriana.

de etilo si bien inhibió el crecimiento de *P. cichorii*, no logró igualar la capacidad inhibitoria de tetraciclina ($p < 0.001$). Sin embargo, este mismo extracto no tuvo efecto inhibitorio frente a *P. carotovorum*.

Discusión

Las especies pertenecientes al género *Magnolia* cuentan con una gran variedad de compuestos biológicamente activos, incluyendo lignanos, neolignanos, terpenoides y alcaloides. Estos presentan un amplio espectro de actividad biológica, destacándose su capacidad mosquiticida, antifúngica y antimicrobiana, lo que ha impulsado el estudio para evaluar la actividad de extractos vegetales de diversas especies de este género (Bang *et al.*, 2000; Clark *et al.*,1981; Kelm *et al.*, 1997).

En este trabajo se observó una inhibición del crecimiento bacteriano de *P. carotovorum* por la acción de extractos etanólicos florales de *M. schiedeana*; está documentado que extractos etanólicos de diversos tejidos de magnolias han mostrado inhibición sobre diversas bacterias, como *C. michiganensis* y *E. coli*, atribuyendo dicha actividad a metabolitos pertenecientes al grupo de los fenoles (Bae *et al.*, 1985; Clark *et al.*, 1981; Jacobo-Salcedo *et al.*, 2011). Se ha determinado la presencia de fenoles en flores de magnolias, como en *M. grandiflora*, según investigaciones de Huang *et al.* (2012). Para *M. schiedeana* no se encontró información sobre los compuestos químicos presentes en flores, por lo que el realizar estudios químicos de esta especie orientará en sus aplicaciones biológicas.

Está ampliamente documentado que aceites esenciales y compuestos fenólicos, obtenidos a partir de extractos de plantas, pueden presentar diversas actividades antimicrobianas, dependiendo de las técnicas de separación y de las polaridades de los disolventes utilizados sobre el mismo extracto vegetal (Bajpai *et al.*, 2008).

Investigaciones relacionadas con el empleo de extractos de diversas especies de magnolias, como *M. obovata*, *M. kobus*, *M. grandiflora*, han mostrado que dependiendo del disolvente es la capacidad de inhibición sobre hongos de importancia agrícola como *Pythium aphanidermatum*, *R. solani*, *F. oxysporum*, *Alternaria alternata*, *Botrytis cinérea* (Ahmed y Abdelgaleil 2005; Choi *et al.*, 2009; Mori *et al.*, 1997). De lo anterior se puede suponer que las magnolias son capaces de presentar actividad biológica en distinta intensidad, ante diversos microorganismos fitopatógenos, con extractos obtenidos a partir de diferentes tejidos y diferentes polaridades de disolventes. De este modo, la actividad antibacteriana observada en este estudio dependió del tejido vegetal y del tipo de disolvente, por lo que es probable que algunos grupos químicos afines a un tipo de disolvente pudieran ser los causantes de la actividad antibacteriana específica por extracto observada.

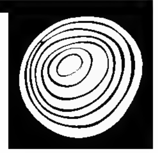
Para el caso de *P. cichorii*, no se encontró información de actividad antimicrobiana empleando extractos crudos de magnolias ni de alguna otra especie vegetal, por lo que cabe destacar que haber obtenido actividad biológica empleando extracto de flor con acetato de etilo, representa un elemento promisorio en la búsqueda de agentes antimicrobianos, cuyos resultados podrían ser extrapolados a otros agentes infecciosos ampliamente ubicuos del grupo de las *Pseudomonas*.

Conclusiones

Los extractos crudos obtenidos de flores de *M. schiedeana* poseen compuestos que, diferencialmente al ser extraídos con etanol o acetato de etilo, poseen actividad antimicrobiana ante *P. carotovorum* o *P. cichorii*, por lo que se sugiere determinar los metabolitos secundarios responsables de la actividad biológica observada, ya que puede tratarse de compuestos distintos al magnolol y honokiol, ambos obtenidos con disolventes polares. Esto aporta mayor sustento al estudio de extractos, así como a los compuestos químicos obtenidos de magnolia para el control de bacterias fitopatógenas Gram negativas, con miras a otorgar a esta especie vegetal elementos adicionales para su aprovechamiento y conservación.

Reconocimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para realizar estudios de doctorado (Registro No. 214331). Se Agradece al Laboratorio de



Alta Tecnología de Xalapa (LATEX) por el uso de sus instalaciones así como a todo el personal que ahí labora.

Referencias

Ahmed, S.M. y S.A.M. Abdelgaleil. 2005. Antifungal activity of extracts and sesquiterpene lactones from *Magnolia grandiflora* L. (Magnoliaceae). *International Journal of Agriculture & Biology* 7(4):638-642.

Bae, K., B. Yoo, M. Lee y W. Seo. 1985. Antimicrobial activities of Hydroxybiphenyl Derivatives (I). *Archives of Pharmacal Research* 8(2):85-89.

Bajpai, V.K., A. Rahman, N.T. Dungs, M.K. Huh y S.C. Kang. 2008. *In vitro* inhibition of food spoilage and foodborne pathogenic bacteria by essential oil and leaf extracts of *Magnolia liliflora* Desr. *Journal of Food Science* 73(6):314-320.

Bang, K., Y. Kim, B. Min, M. Na, Y. Rhee, J. Lee y K. Bae. 2000. Antifungal activity of magnolol and honokiol. *Archives of Pharmacal Research* 23:46-49.

Choi, N.H., G.J. Choi, B.S. Min, K.S. Jang, Y.H., Choi, M.S. Kang, M.S. Park, J.E. Choi, B.K. Bae y J.C. Kim. 2009. Effects of neolignans from the stem bark of *Magnolia obovata* on plant pathogenic fungi. *Journal of Applied Microbiology* 106(6):2057-2063.

Cicuzza, D., A. Newton y S.A. Oldfield. 2007. The red list of Magnoliaceae. Fauna and Flora International. 52p.

Clark, A., F. El-Feraly y W. Li. 1981. Antimicrobial activity of phenolic constituents of *Magnolia grandiflora* L. *Journal of Pharmaceutical Sciences* 70(8):951-952.

Dieringer, G. y S.J.E. Espinoza. 1994. Reproductive ecology of *Magnolia schiedeana* (Magnoliaceae), a threatened cloud forest tree species in Veracruz, México. *Bulletin of the torrey botanical club* 121(2):154-159.

Huang, HC, W.Y. Hsieh, Y.L. Niu y T.M. Chang. 2012.Inhibition of melanogenesis and antioxidant properties of Magnolia grandiflora L. flower extract. *BMC Complementary and Alternative Medicine* 12: 72.

Jacobo-Salcedo, M. R., L. A. González-Espindola, A. J. Alonso-Castro, M. R. González-Martínez, F. Domínguez y A. García-Carranca. 2011. Antimicrobial activity and cytotoxic effects of *Magnolia dealbata* and its active compounds. *Natural Product Communications* 6(8):1121-1124.

Kelm, M., M. Nair y R. Schutzki, 1997. Mosquitocidal Compounds from *Magnolia salicifolia*. *International Journal of Pharmacognosy* 35(2):84-90.

Mori, M., M. Aoyama y S.Doi. 1997. Antifungal constituents in the bark of *Magnolia obovata* Thunb. *Holz als Roh- und Werkstoff* 55: 275-278.

NCCLS (National Committee for Clinical Laboratory Standards). 1994. Performance Standards for Antimicrobial Disk and Dilution Susceptibility Test for Bacteria Isolated from Animals; Proposed Standard. NCCLS Document M31-P. National Committee for Clinical Laboratory Standards, Villanova.

Newton, A.C., J. Gow, A. Robertson, G. Williams-Linera, N. Ramírez-Marcial, M. González-Espinosa, T.R. Allnutt y R. Ennos. 2008. Genetic variation in two rare endemic Mexican trees, *Magnolia sharpie* and *Magnolia schiedeana*. *Silvae Genetica* 57(6):348-356.

Pereira, L.S., J.R. Cardoso V., P.L. Medeiros, R.M. Pereira, V.L. Menezes L., H. Satiro X y E. Olivera L. 2006. Antimicrobial activitty of Indigofera suffruticosa. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine* 3(2): 261-265.

Roy, S., K. Rao, Ch. Bhuvaneswari, A. Giri y M.L. Narasu. 2010. Phytochemical analysis of *Andrographis paniculata* extract and its antimicrobial activity. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 26:85-91.

StatSoft Inc. STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 6. 2002. Available at http://www.statsoft.com.

Song, Q. y N.H. Fischer. 1999. Biologically active lignans and neolignans from *Magnolia* species. *Revista de la Sociedad Química de México* 43(6):211-218.

Teng, Y., Q. Yang, Z. Yu, G. Zhou, Q. Sun, H. Jin y T. Hou. 2010. *In vitro* antimicrobial activity of the leaf essential oil of *Spiraea alpina* Pall. World Journal of Microbiology and Biotechnology 26: 9–14.

Vázquez, J.A. 1994. Magnolia (Magnoliaceae) in Mexico and central America: a synopsis. *Brittonia* 46(1):1-23.

Vukovic, N., T. Milosevic, S. Sukdolak y S. Solujic S. 2007. Antimicrobial activities of essential oil and methanol

extract of *Teucrium montanum*. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine* 4(1):17-20.

Wang, S.M., L.J. Lee, Y.T. Huang, J.J. Chen y Y.L. Chen. 2000. Magnolol stimulates steroidogenesis in rat adrenal cells. *British Journal of Pharmacology* 131:1172-1178.

Zúñiga V., L.A., C.G. Márquez U. y M.S. Duk P. 2007. Estudio citogenético y reproductivo en mujeres temporeras expuestas a pesticidas de la VIII región de Chile. *Theoria* 16(1):77-87.

Manuscrito recibido el 22 de marzo de 2013.
Aceptado el 31 de agosto de 2014.

Este documento se debe citar como:
Ramírez-Reyes. T., N. Flores-Estévez, M. Luna-Rodríguez, J.C. Noa-Carrazana, L.R. Sánchez-Velásquez y Á. Trigos-Landa. 2015. Extractos crudos de *Magnolia schiedeana* Schltdl. para el control de bacterias fitopatógenas. *Madera y Bosques* 21(2):159-164.

Madera y Bosques

vol. **21** Num. **2** Verano **2015**

Se terminó de imprimir en el mes de agosto del 2015
En los talleres de Fís. Arturo Sánchez y Gándara
Cuapinol 52, Colonia Pedregal de Santo Domingo,
Delegación Coyoacán, C.P. 04369, México, D.F.

La edición consta de 200 ejemplares
más sobrantes para reposición.



Contenido

artículos de investigación

notas científicas



